INSTITUT
DE LA STATISTIQUE
DU QUÉBEC

www.stat.gouv.qc.ca

DÉVELOPPEMENT DURABLE

Revue de la littérature sur les comptes des matières résiduelles solides

Québec

Pour tout renseignement concernant l'ISQ
et les données statistiques dont il dispose,
s'adresser à :

Institut de la statistique du Québec
200, chemin Sainte-Foy
Québec (Québec)
G1R 5T4
Téléphone : 418 691-2401

ou

Téléphone : 1 800 463-4090
(sans frais d'appel au Canada et aux États-Unis)

Site Web : www.stat.gouv.qc.ca

Dépôt légal
Bibliothèque et Archives Canada
Bibliothèque et Archives nationales du Québec
1er trimestre 2011
ISBN : 978-2-550-61211-7 (PDF)

© Gouvernement du Québec, Institut de la statistique du Québec, 2011

Toute reproduction est interdite
sans l'autorisation du gouvernement du Québec
www.stat.gouv.qc.ca/droits_auteur.htm

Mars 2011

Avant-propos

Cette publication fait état d'une revue de la littérature sur les comptes des matières résiduelles solides, qui forment une composante particulière des comptes de l'environnement. De façon générale, les comptes de l'environnement mesurent les stocks de capital naturel et les flux qui circulent entre l'économie et l'environnement. La composante dont il est question ici représente les mouvements de matières résiduelles solides entre les secteurs d'activités économiques et entre ceux-ci et l'environnement.

Parmi les divers modèles théoriques existants, cette étude vise à déterminer celui qui devrait être utilisé au Québec pour créer éventuellement des comptes des matières résiduelles solides. Le modèle recommandé est le NAMEA (*National Accounting Matrix including Environmental Accounts*), comme élaboré aux Pays-Bas. Ce modèle hybride associe les flux de matières résiduelles solides aux flux monétaires du *Système de comptabilité nationale*.

Dans le contexte où les liens se resserrent entre l'économie et l'environnement, cette publication contribue à enrichir les connaissances sur les outils statistiques qui peuvent appuyer l'élaboration et l'amélioration des politiques environnementales et sectorielles. Elle fait suite au cahier *Les comptes de l'environnement et l'approche par capitaux pour appuyer la mesure du développement durable*, publié en 2010, et s'adresse aux personnes intéressées par le suivi des conséquences sur l'environnement de l'activité économique.

Cette publication a été réalisée par	Georges A. Tanguay, ESG-UQAM et CIRANO Stéphanie Chatigny, ESG-UQAM
Avec le soutien du comité de lecture auquel ont pris part	Réjean Aubé, Richard Barbeau, Yrène Gagné, Van Phu Nguyen et Stéphanie Uhde de l'Institut de la statistique du Québec et Håkon Skullerud de Statistics Norway
Ont apporté leur précieuse collaboration	Esther Frève (révision linguistique) Julie Godbout (mise en page)

Renseignements additionnels

Pour toute information concernant le contenu de cette publication, veuillez communiquer avec Stéphanie Uhde dont les coordonnées sont les suivantes :

Téléphone : 418-691-2411 p. 3002
Stephanie.uhde@stat.gouv.qc.ca

Abréviations

ACV	Analyse de cycle de vie
AELE	Association européenne de libre-échange
BL-MFA	Analyse des flux de matières de l'entreprise (*Business-level MFA*)
CIRAIG	Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services
CMRS	Comptes des matières résiduelles solides
DMC	Consommation intérieure de matière *(Domestic material consumption)*
DMI	Intrants directs de matières *(Direct material input)*
DPO	Extrants intérieurs transformés *(Domestic processed output)*
EMC	Consommation écologiquement mesurée de matières *(Environmentally weighted material consumption)*
EW-MFA	Analyse des flux de matières de l'économie globale (*Economy-Wide Material Flow Analysis)*
GES	Gaz à effet de serre
GNI	Revenu national vert *(Green national income)*
IF	Flux indirects de matières *(Indirect material flows)*
I-O	Entrées-sorties *(Input-Output)*
IOA	Analyse entrées-sorties *(Input-Output Analysis)*
MIOT	Tableau entrées-sorties monétaire *(Monetary Input-Output Table)*
MFA	Analyse des flux de matières *(Material Flow Analysis)*
MSA	Analyse systémique des matières (*Material System Analysis)*
NACE	Nomenclature statistique des activités économiques dans la Communauté européenne
NAMEA	Matrice des comptes nationaux incluant des comptes environnementaux *(National Accounting Matrix including Environmental Accounts)*
NAS	Addition nette aux stocks *(net addition to stock)*
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
ONU	Organisation des Nations unies

PIB	Produit intérieur brut
PIOT	Tableau entrées-sorties physique *(Physical Input-Output Table)*
PSUT	Tableau des ressources et des emplois physique *(Physical supply-use table)*
PTB	Balance commerciale physique *(Physical trade balance)*
RAMEA	Matrices de comptes régionaux incluant les comptes environnementaux (*Regional accounting matrix including the environment)*
RStatD	*Règlement relatif aux statistiques sur les déchets*
SCEE 2003	Système de comptabilité économique et environnementale intégré de 2003
SCN 1993	Système de comptabilité nationale de 1993
SFA	Analyse des flux de substances (*Substance Flow Analysis)*
TDO	Extrants intérieurs totaux *(Total domestic output)*
TMC	Consommation totale de matières *(Total material consumption)*
TMR	Besoins totaux de matières *(Total material requirement)*
WIO	Modèle entrées-sorties appliqué aux matières résiduelles *(Waste Input-Output)*
WIO-LP	Programmation linéaire de modèle entrées-sorties appliqué aux matières résiduelles (*Waste input-output model linear programming)*

Remerciements

Les auteurs remercient les personnes suivantes pour leur aide et leurs précieux commentaires : Réjean Aubé, Richard Barbeau, Yrène Gagné, Van Phu Nguyen et Stéphanie Uhde de l'Institut de la statistique du Québec, ainsi que Håkon Skullerud de Statistics Norway. Ils remercient aussi Véronique Israël pour son excellent travail d'assistance technique.

Table des matières

Liste des figures **11**

Liste des tableaux **11**

Résumé **13**

Introduction **15**

1 Cadre général des modèles intégrant l'environnement aux comptes nationaux **19**

2 L'analyse des flux de matières : critères de choix et modèles **23**

2.1 Critères spécifiques 24

2.2 Critère général : synthèse des avantages et désavantages 26

2.3 Types d'analyse permettant l'étude des flux de matières en unités physiques 27

3 Analyse des flux de matières dans l'économie (*Economy-Wide MFA*) **33**

3.1 Description du modèle EW-MFA 34

3.2 Évaluation selon les critères et avantages-désavantages en général 39

3.2.1 Critères spécifiques *39*

3.2.2 Avantages-Désavantages *41*

4 Modèles basés sur l'analyse entrées-sorties (*Input-Output* ou I-O) **43**

4.1 Tableaux entrées-sorties monétaires et physiques (*Monetary Input-Output Tables* (MIOT) et *Physical Input-Output Table* (PIOT)) 44

4.1.1 Description des tableaux entrées-sorties physiques *45*

4.1.2 Évaluation selon les critères et avantages-désavantages en général *47*

4.2 Modèle entrées-sorties des flux résiduels (*Waste Input-Output* ou WIO) 51

4.2.1 Évaluation selon les critères et avantages-désavantages en général *56*

4.3 Matrice des comptes nationaux incluant des comptes environnementaux (*National Accounting Matrix including Environmental Accounts* ou NAMEA) 59

4.3.1 NAMEA des Pays-Bas *61*

4.3.2 Différences et convergences des modèles NAMEA néerlandais et d'Eurostat *65*

4.3.3 Évaluation selon les critères et avantages-désavantages en général *67*

5 Sommaire de l'analyse des modèles MFA, PIOT, WIO et NAMEA **73**

6 Utilisations potentielles des données d'un CMRS NAMEA : expériences internationales et indicateurs 75

6.1 Profils environnemental et économique 76

6.2 Analyse entrées-sorties 78

6.3 Analyse de décomposition structurelle 79

6.4 Expériences internationales de CMRS NAMEA 80

6.4.1 Règlement européen 2002 relatif aux statistiques sur les déchets 80

6.4.2 Exemples néerlandais NAMEA 81

6.4.3 Exemple d'analyse de décomposition structurelle aux Pays-Bas 85

6.4.4 Projet pilote de CMRS NAMEA hongrois 87

6.4.5 CMRS NAMEA autrichien 87

Conclusion 91

Bibliographie 93

Liste des figures

Figure 1 : Architecture et niveau d'application des outils d'analyse de flux de matières 29

Figure 2 : Economy-wide material balance scheme (excluding air and water flows) 36

Figure 3 : Indicateurs-MFA 36

Figure 4 : Structure simplifiée, MIOT et PIOT 46

Figure 5 : Modèle WIO 55

Figure 6 : Relation entre le niveau d'agréagation et l'utilisateur 76

Figure 7 : Pourcentages de matières résiduelles dangereuses générées vs pourcentages de la valeur ajoutée par secteur, Autriche, 2004. 78

Figure 8 : Indicateurs environnementaux, thèmes choisis, Pays-Bas, 1987-1998. 85

Figure 9 : Répartition des changements annuels des émissions de CO_2, Pays-Bas, 1987-1998. 86

Figure 10 : Répartition des changements annuels de génération de résidus solides, Pays-Bas, 1987-1997 86

Liste des tableaux

Tableau 1 : Représentation matricielle d'un tableau hybride. 20

Tableau 2 : Types d'analyse de flux de matières et leurs principales caractéristiques 28

Tableau 3 : Tableau WIO pour le Japon, 1995 53

Tableau 4 : Exemple de tableau entrées-sorties hybride 61

Tableau 5 : Exemple de tableau des ressources et des emplois physique, Pays-Bas, 2003 64

Tableau 6 : Sommaire des modèles potentiels de CMRS 74

Tableau 7 : Origines des flux de substances et de matières résiduelles, Pays-Bas, 1997. 83

Tableau 8 : Destinations des flux de substances et de matières résiduelles, Pays-Bas, 1997 84

Tableau 9 : Indicateurs environnementaux, Pays-Bas, 1997. 84

Tableau 10 : Série temporelle sur la génération de matières résiduelles dangereuses et non-dangereuses, Autriche, 1998-2004. 89

Résumé

Cette étude présente une analyse critique des principaux cadres théoriques potentiels pour une application au Québec de comptes des matières résiduelles solides (CMRS). Pour ce faire, nous analysons les expériences hors Québec dans le domaine des CMRS en fonction de cinq critères : i) l'applicabilité du modèle au Québec; ii) la comparabilité du modèle choisi avec ceux déjà développés sur la scène internationale; iii) le degré de désagrégation des statistiques compilées; iv) la possibilité de dériver des indicateurs pertinents et cohérents et v) la compatibilité du CMRS avec le système de comptabilité nationale. Une analyse des divers modèles potentiels à l'aide de ces critères nous permet de donner un bilan final en termes d'avantages et de désavantages de l'utilisation des divers modèles potentiels. Finalement, notre analyse nous mène à proposer le développement et l'application pour le Québec de CMRS de type NAMEA (*National Accounting Matrix including Environmental Accounts*). Nous présentons la segmentation relative aux secteurs économiques et aux types de matières résiduelles solides des expériences internationales de CMRS de type NAMEA, notamment en Europe.

Introduction

Le PIB est un indicateur universel et pertinent pour mesurer l'activité économique d'un État. Aussi, il a longtemps été considéré en général, mais tout particulièrement en sciences économiques, comme étant une mesure valable du bien-être. Cette utilisation du PIB comme mesure du bien-être social n'est pas surprenante et est même, à certains égards, normale. En effet, le calcul du PIB implique l'utilisation des prix et quantités d'équilibre prévalant sur tous les marchés de biens et services. Cette valeur monétaire facilite ainsi l'agrégation en servant de mesure commune, permettant de considérer simultanément une multitude de biens et services de nature différente. De plus, une des grandes propositions de la théorie économique est que, dans une économie de libre concurrence, si certaines conditions sont satisfaites, alors l'allocation des ressources par le marché est efficace en ce sens qu'il n'est pas possible d'augmenter le bien-être d'un agent économique sans diminuer celui d'un autre agent. Dans un tel cas, les prix des biens et services reflètent tous les coûts et bénéfices liés à leur production et à leur consommation. Les prix résultant du libre marché envoient alors les signaux requis afin d'atteindre l'optimum social.

Cependant, les conditions sous lesquelles le libre marché permet d'atteindre cet optimum sont parfois difficiles à satisfaire. Ainsi, il est possible d'identifier des circonstances qui font que le marché a des ratés et que l'allocation résultante des ressources n'est pas efficace. Par exemple, des ratés du marché peuvent être constatés en présence d'externalités[2].

Le terme *externalité* désigne l'effet (négatif ou positif) qu'un agent économique a sur un autre lorsqu'il consomme ou produit un bien, cet effet n'étant pas l'objet d'une transaction sur le marché. Le marché a des ratés en présence d'externalités parce que les agents économiques n'en tiennent pas compte lorsqu'ils prennent leurs décisions[3]. Par exemple, dans le cas d'une production générant des résidus, le producteur tiendrait seulement compte des bénéfices et des coûts privés associés à la production et à la génération des résidus (p. ex. : profits, coûts privés d'enfouissement ou de traitement). Ces coûts externes peuvent inclure différentes formes de pollution (p. ex. : nappe phréatique, odeurs) ou des problèmes liés à la limite de capacité des sites d'enfouissement et des systèmes de collecte. Parce que ces coûts externes ne sont pas pris en

---

[2] Ces questions sont traitées dans de nombreux manuels d'économie publique. Voir, par exemple, Atkinson et Stiglitz (1980), Boadway et Wildasin (1984), Myles (1995) ou encore Rosen et autres (2008).
[3] Cornes et Sandler (1986) discutent des ratés du marché en présence d'externalités.

considération, la quantité de matières résiduelles solides générées sera trop élevée et il en résulte un niveau inefficace de pollution et d'utilisation des ressources (p. ex. : les ressources consacrées aux sites d'enfouissement)[4]. Ainsi, le PIB ne tiendrait pas compte des coûts externes non inclus dans les prix[5].

En général, le PIB exclut une multitude de facteurs non *marchands*, mais jouant un rôle dans le bien-être des individus. Par exemple, le PIB ne tient pas compte de la dimension sociale et de facteurs associés comme la redistribution de la richesse ou le taux de criminalité. C'est donc à tort qu'on l'associerait directement et uniquement au bien-être.

C'est dans cette optique que s'est récemment tenue en France la *Commission pour la mesure des performances économiques et du progrès social*, à l'initiative du président Nicolas Sarkozy. La Commission avait comme mandat de :

> « ...déterminer les limites du PIB en tant qu'indicateur des performances économiques et du progrès social, de réexaminer les problèmes relatifs à sa mesure, d'identifier les informations complémentaires qui pourraient être nécessaires pour aboutir à des indicateurs du progrès social plus pertinents, d'évaluer la faisabilité de nouveaux instruments de mesure et de débattre de la présentation appropriée des informations statistiques.» (Stiglitz et autres, 2009)

---

[4] Les gouvernements peuvent intervenir en présence d'externalités et ainsi améliorer l'allocation des ressources. Dans la littérature économique, le correctif classique est de taxer les activités générant des coûts externes et de subventionner celles qui, au contraire, sont sources de bénéfices externes. Ces taxes et subventions sont appelées taxes et subventions pigouviennes (du nom de l'économiste Pigou, 1877-1959). Pour que le correctif soit adéquat, la taxe pigouvienne sur une activité doit être égale aux coûts externes qu'elle génère. Dans ce cas, un agent économique ayant à décider d'entreprendre ou non cette activité prendra en compte ses bénéfices privés, ses coûts privés de même que cette taxe (égale aux coûts externes). Puisque tous les coûts et tous les bénéfices seront pris en compte, la décision qui sera prise sera optimale sur le plan social (efficace). Par contre, les possibilités d'une intervention pleinement efficace sont grandement limitées entre autres par des problèmes d'information (imparfaite et incomplète) et des facteurs reliés aux marchés politiques (p. ex. : lobbying).

[5] D'autres sources connues d'inefficacité sont celles reliées aux problèmes d'information, de biens publics et de monopole. Voir Arrow et Hahn (1972) ou Debreu (1959).

Ainsi, les notions de « bien-être » et de développement durable vont au-delà de ce que le PIB mesure et il est donc nécessaire de développer des alternatives pour pallier à cette lacune. Ces « nouveaux » indicateurs sont regroupés en trois catégories (Goossens, 2007, p.20) :

1. Approches d'ajustement du PIB (p. ex. : PIB *vert*).
2. Indicateurs mesurant le bien-être plus directement que le PIB en le remplaçant.
3. Introduction d'informations supplémentaires environnementales ou sociales au PIB, sans remplacer ou ajuster ce dernier.

La présente étude s'intéresse à cette dernière catégorie en étudiant les comptes des matières résiduelles solides (CMRS), lesquels complètent l'information des comptes nationaux économiques. En effet, si les flux des biens et services produits sont bien détaillés en termes monétaires dans les comptes nationaux existants, un CMRS servirait à enrichir la comptabilité nationale en incorporant un compte physique de flux de matières résiduelles solides. Notons que si des bases de données sur les matières résiduelles solides sont déjà disponibles, celles-ci ne sont pas intégrées dans des comptes harmonisés. Par exemple, plusieurs données sont disponibles par RECYC-QUÉBEC[6] et Statistique Canada. Actuellement, il existe peu de relations directes entre les données sur les matières résiduelles (p. ex. : solides) et les statistiques économiques officielles. Un compte intégré et harmonisé (CMRS-comptes nationaux) permettrait des analyses poussées reliant les sphères économique et environnementale. Dans l'esprit des travaux faits entre autres par l'OCDE, il serait possible de faire l'analyse du découplage entre la croissance économique et les impacts environnementaux.

Afin d'éventuellement doter le Québec de cet outil d'analyse, il est primordial de faire état de la littérature. Pour ce faire, nous présentons, dans la deuxième section, une analyse critique des principaux cadres théoriques potentiels dans le domaine des CMRS. Nous allons ainsi au-delà d'une simple description, de manière à procéder à une analyse critique des cadres théoriques considérés en fonction de leurs avantages et désavantages. Plus spécifiquement, les modèles sont analysés en fonction de cinq critères spécifiques : i) l'applicabilité au Québec; ii) la comparabilité avec les modèles développés ailleurs; iii) le niveau de désagrégation des données générées; iv) la possibilité d'utiliser les données obtenues afin de construire des indicateurs

[6] Société québécoise de récupération et de recyclage.

pertinents et cohérents pour éclairer les débats et appuyer la prise de décision et v) la compatibilité avec les concepts, les mesures et les structures existants du système de comptabilité nationale (SCN). Ceci nous permet, dans la troisième section, de proposer et de justifier le cadre théorique retenu pour le Québec, soit le modèle de la matrice des comptes nationaux incluant des comptes environnementaux (*National Accounting Matrix including Environmental Accounts ou NAMEA*). Dans la section quatre, nous exposons comment un CMRS pourra être utilisé afin de développer des indicateurs pertinents et cohérents. À la section cinq, nous étudions plus en détail les expériences internationales de CMRS NAMEA en présentant, entre autres, les secteurs économiques, les types de matières et leur traitement. La conclusion suit en présentant un sommaire des principaux constats et de nos recommandations.

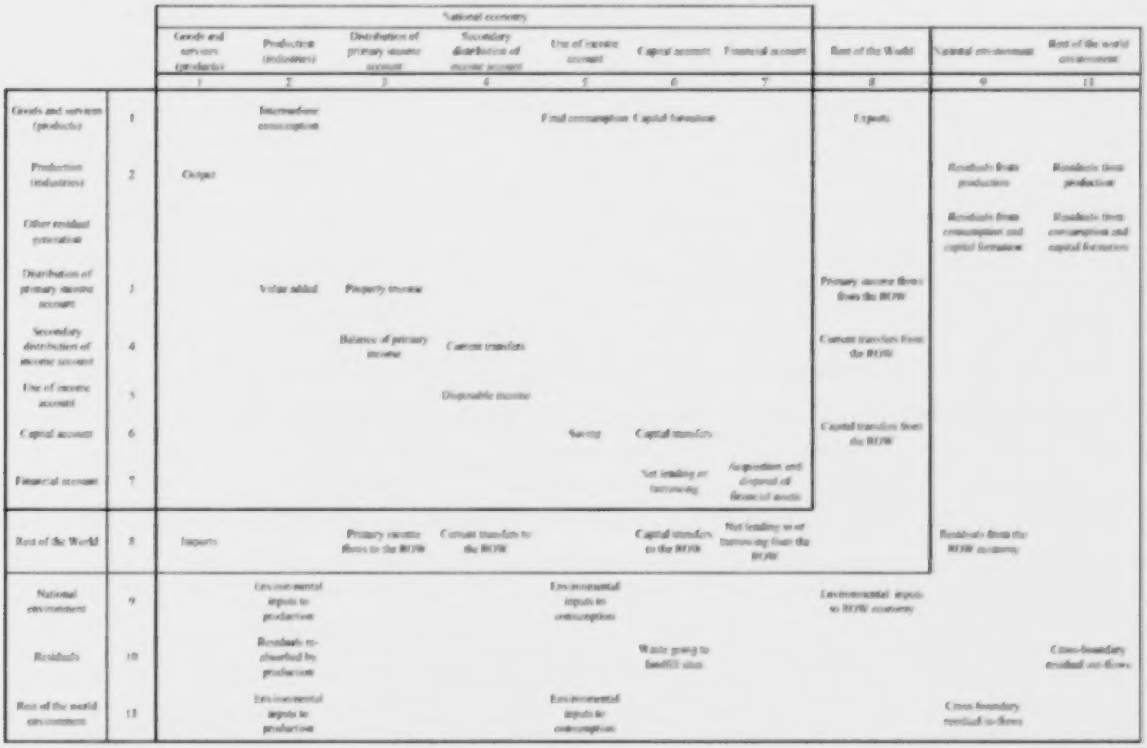
1 Cadre général des modèles intégrant l'environnement aux comptes nationaux

Comme nous l'avons exposé dans l'introduction, afin d'intégrer les notions de « bien-être » et de développement durable dans la comptabilité nationale, il est nécessaire de compléter des mesures traditionnelles (p. ex. : PIB) avec de nouveaux indicateurs. D'un côté, les partisans de l'approche ajustée du PIB soutiennent l'idée que les utilisations et les dommages environnementaux devraient être mesurés en termes monétaires. Ceci se ferait, entre autres, en formulant une série d'hypothèses sur les éléments environnementaux à considérer et en procédant à des estimations. Par exemple, le *Green National Income* (GNI) est un indicateur basé sur une telle philosophie. D'un autre côté, plusieurs chercheurs et experts rejettent cette idée parce qu'il n'existe pas un prix de marché pour les biens environnementaux. C'est pourquoi il faudrait plutôt favoriser une approche axée sur l'intégration d'information supplémentaire sous la forme de comptes en unités physiques aux modèles « monétaires ». Ainsi, depuis quelques années, des cadres théoriques ont été développés et appliqués dans plusieurs pays pour considérer parallèlement les comptes environnementaux physiques avec les comptes nationaux monétaires. Par exemple, c'est dans cette optique qu'a été développé le *Handbook on Integrated Environmental and Economic Accounting*, communément appelé le *Système de comptabilité économique et environnementale intégré de 2003* ou SCEE 2003, un système satellite très développé du SCN. Ce dernier établit les standards internationaux en matière de comptes nationaux qui fournissent des données et des indicateurs cohérents pour la conduite des politiques économiques[7]. En plus d'incorporer les éléments de base du SCN, le SCEE 2003 étend le champ d'analyse aux interactions entre économie et environnement. En fait, quatre composantes des comptes environnementaux sont répertoriées dans le SCEE 2003 : 1) les comptes de flux de matières et d'énergie (ressources naturelles, énergie et résidus); 2) les comptes de dépenses de protection de l'environnement; 3) les comptes d'actifs naturels; 4) les comptes pour l'ajustement du SCN selon l'épuisement des actifs, les dépenses de protection et la dégradation de l'environnement (SCEE, 2003, p. 27). Dans le cadre de la présente étude, nous nous intéressons aux comptes de flux de matières et d'énergie. Le SCEE 2003 constitue ainsi un guide

[7] Le SCN 93 a été développé conjointement par le Fonds monétaire international, la Banque mondiale, l'OCDE, l'ONU et l'Union européenne afin d'uniformiser et de jalonner le développement des normes internationales pour les comptes nationaux.

méthodologique pour l'élaboration des comptes environnementaux. Par exemple, le tableau 1 montre une version schématique d'une représentation matricielle hybride (monétaire et physique) tirée du SCEE 2003.

Tableau 1
Représentation matricielle d'un tableau hybride



Source : SCEE, 2003, p. 237.

Plus récemment, et dans l'esprit du SCEE qui visait une certaine standardisation de la structure des comptes environnementaux, des travaux de l'OCDE ont mené à la publication de guides généraux décrivant les différentes méthodes de comptabilisation des flux de matières, les indicateurs pouvant être dérivés de ces comptes et les étapes potentiellement nécessaires à la création des comptes (OCDE, 2008a, b, c et 2009). Comme démontré dans ces travaux, il existe plusieurs façons d'intégrer les flux environnementaux dans les comptes nationaux. Le choix d'un

modèle approprié constitue donc un problème important, étant donné les objectifs et les contraintes propres à chaque État[8].

C'est dans cette optique que le présent rapport présentera les modèles potentiels et visera aussi à déterminer celui qui constitue un choix optimal afin de développer un CMRS québécois. Pour ce faire, nous présentons dans la prochaine sous-section les critères qui serviront à évaluer les cadres théoriques potentiels.

[8] Notons que malgré la somme de travail accompli et les développements récents sur la comptabilité environnementale nationale, les modèles et indicateurs proposés sont nouveaux et encore à des stades embryonnaires pour la plupart. Ceci est souvent souligné dans les divers travaux des principales organisations en cause (p. ex. : organismes statistiques), dont l'OCDE (2008b).

2 L'analyse des flux de matières : critères de choix et modèles

Avant d'aborder de façon détaillée les approches répertoriées pour comptabiliser les flux de matières, il convient d'introduire d'abord les besoins des utilisateurs d'un éventuel CMRS québécois. Les principaux utilisateurs, tels que les ministères, les chercheurs, les entreprises et les citoyens, ont besoin d'informations supplémentaires afin de combler les lacunes du SCN en ce qui a trait aux aspects environnementaux. L'élaboration d'un CMRS permettra d'analyser l'interaction entre l'économie et l'environnement et de percevoir les progrès du développement durable au sujet de la production et de la consommation des biens et services au Québec. Les politiques relatives à la gestion des matières résiduelles, plus spécifiquement par secteur, pourraient être améliorées étant donné l'information supplémentaire qu'apporte un CMRS.

La qualité des différents cadres théoriques recensés peut être évaluée au moyen d'une analyse multicritère. Nous n'avons pas trouvé de liste disponible et traitant spécifiquement des critères à utiliser dans le choix d'un modèle de CMRS, ni un texte traitant de ce sujet dans la littérature. Ainsi, les différentes études présentent le modèle choisi sans expliquer pourquoi il est privilégié. Par contre, il existe un fort consensus international quant aux critères de qualité de l'information statistique. Par exemple, en s'inspirant entre autres des critères établis par Eurostat et Statistique Canada, l'Institut de la statistique du Québec utilise les six critères suivants pour assurer la qualité de l'information statistique : i) la pertinence; ii) la fiabilité et l'objectivité; iii) la comparabilité; iv) l'actualité; v) l'intelligibilité et vi) l'accessibilité[9]. Sans être exactement les mêmes, les critères utilisés dans la présente étude sont similaires à ceux utilisés par l'Institut[10]. Nous établissons une liste de cinq critères spécifiques menant à une synthèse des avantages et des désavantages des cadres théoriques potentiels. En effet, comme nous le verrons dans ce rapport, théoriquement, la création d'un CMRS pourrait être basée sur plusieurs modèles rigoureux et pouvant mener à une relative efficacité quant à la mesure des flux de matières résiduelles solides. Par contre, étant donné les ressources importantes à allouer à la création et au suivi d'un CMRS,

---

[9] Voir Institut de la statistique du Québec (2006). Le document est disponible à l'adresse suivante : http://www.stat.gouv.qc.ca/organisa/CadreGestion_qual.pdf.

[10] L'analyse de cadres théoriques peut se faire avec différents critères qui finissent très généralement par se recouper. Pour un exemple sommaire d'analyse d'un cadre théorique de CMRS, voir Institut français de l'environnement (IFEN, 2008), où l'on analyse un des cadres considérés dans la présente étude, soit le cadre NAMEA.

nous viserons à choisir le modèle optimal vis-à-vis des critères spécifiques choisis. L'importance de bien choisir un modèle dès le départ est soulignée dans les récents travaux de l'OCDE :

> « Avant d'engager un effort national pour développer et implanter des comptes de flux de matières, les pays devraient soigneusement considérés i) les intentions et les utilisations qui ont menés à l'établissement des comptes, ii) les dispositions institutionnelles et les collaborations nécessaires pour assurer la continuité des procédures, iii) les coûts/bénéfices de créer et de maintenir les comptes, iv) les bases statistiques disponibles pour alimenter les comptes. Les pays devraient éviter de construire des systèmes théoriques exagérément ambitieux et résister à la tentation de s'engager dans un grand exercice de compilation inconsidéré des données qui risque de devenir une fin en soi, plutôt que d'être concret, axé sur les utilisateurs et pragmatique. » (OCDE, 2008b, p.33. *Traduction libre.*)

C'est dans cette optique que les modèles seront analysés relativement aux critères détaillés mais aussi, au final, en termes d'avantages et de désavantages. La synthèse en termes d'avantages et de désavantages consistera à déterminer le modèle optimal qui maximise les « bénéfices nets d'utilisation »[11].

2.1 Critères spécifiques

Cette section décrit chacun des cinq critères spécifiques établis dans cette étude, soit l'applicabilité du modèle, sa comparabilité, son degré de désagrégation, la pertinence des indicateurs et la compatibilité du modèle par rapport au SCN.

a) <u>Applicabilité et disponibilité des données (*Applicabilité*)</u>

Certains modèles pourraient paraître attrayants étant donné leur caractère exhaustif et désagrégé. Par exemple, dans un monde idéal, nous pourrions calculer précisément tous les flux de matières résiduelles solides d'une multitude de secteurs désagrégés et entre ces secteurs. Par contre, pour des raisons évidentes (p. ex. : faisabilité, coûts), il est nécessaire de prendre en considération la disponibilité des données nécessaires à la mise sur pied de chacun des modèles et de veiller à ce qu'un modèle soit applicable pour le Québec. La disponibilité des données jouera ainsi un rôle important dans le choix du nombre des catégories de résidus et des secteurs

[11] Notons que la notion de « bénéfices nets d'utilisation » est utilisée dans un sens large et ne signifie pas une évaluation quantitative précise des coûts et bénéfices associés à chacun des modèles. Les modèles seront évalués en termes qualitatifs et selon les critères spécifiques établis.

générateurs, et dans la forme du modèle comme tel. Les différences entre les comptes de matières résiduelles solides existants proviennent essentiellement des différences dans la disponibilité des données de chacun des pays. Sans procéder à une analyse détaillée, nous tiendrons compte des possibilités techniques, de la simplicité du modèle et des coûts de production et de mise à jour.

b) Comparabilité internationale et temporelle (*Comparabilité*)

Aux fins de comparaison, les organismes statistiques nationaux et internationaux cherchent à harmoniser les concepts, méthodes et classifications. Par exemple, c'est pour ces raisons qu'Eurostat intervient dans le développement de guides pratiques de mise en œuvre de différents systèmes de comptes, dont ceux en environnement. Nous viserons donc à favoriser l'utilisation d'un modèle qui fait consensus sur la scène internationale.

c) Degré de désagrégation (*Désagrégation*)

Certains types de modèles procèdent à un niveau très désagrégé ou micro (p. ex. : analyse de cycle de vie), alors que d'autres sont à un niveau agrégé ou macro (p. ex. : analyse de flux de matières ou MFA). Toutes choses étant égales par ailleurs, nous viserons à utiliser des modèles désagrégés mesurant, en détail, les différents flux de matières résiduelles solides[12]. Ceci permet de rendre un portrait plus complet de la gestion des matières résiduelles en évitant l'agrégation de catégories hétérogènes. Autrement dit, nous choisirons un modèle ayant la faculté de mesurer la génération de matières résiduelles par secteur économique, désagrégé par type de matières. Quant aux traitements de ces matières résiduelles, il sera important que les différents types de traitement soient distingués par chacun des types de matières[13]. De plus, il serait utile que le modèle choisi puisse être désagrégé au niveau régional, de manière à distinguer les progrès dans la gestion des matières résiduelles solides dans les différents territoires du Québec. De la sorte, le modèle retenu devra idéalement répondre à ces paramètres de désagrégation.

---

[12] Notons, par contre, qu'un degré de détail plus élevé n'implique pas nécessairement un degré de précision statistique plus élevé. Par conséquent, nous ne jugerons pas de façon exhaustive de la précision des statistiques en termes d'erreurs de mesure ou d'estimation. En effet, ceci équivaudrait alors à évaluer les concepts, pratiques et méthodes de calculs. Si un tel exercice n'est pas l'objet de la présente étude, nous soulignons néanmoins certains problèmes des modèles CMRS présentés quant à l'estimation et à la mesure des données.

[13] Il serait préférable que le modèle mesure aussi les flux de matières résiduelles par type de traitement par secteur économique. Cependant, puisque ces variables sont difficiles à mesurer, leur mesure n'est pas une exigence pour le choix du modèle.

d) Possibilités de mesurer des indicateurs pertinents (*Indicateurs*)

Les CMRS fourniront des statistiques qui devront être cohérentes et pertinentes, autant pour l'élaboration des politiques environnementales que pour communiquer aux citoyens l'information qu'apporte un CMRS. Par exemple, les données générées pourront servir à établir des constats, réaliser des études et travaux de recherche (p. ex. : chercheurs universitaires et gouvernementaux), évaluer les tendances en termes sectoriels, par catégorie de matières résiduelles, etc. La désagrégation par secteurs économiques permettrait de mieux concentrer les efforts de réduction de génération de résidus et d'amélioration du taux de récupération par les secteurs clés. Ces possibilités permettront alors, non seulement d'informer la population, mais aussi surtout de prendre des décisions éclairées sur les politiques et projets (publics et privés).

e) Compatibilité du modèle avec le SCN (*Compatibilité*)

Nous privilégierons un modèle permettant de compiler les données environnementales et économiques sous une même classification pour qu'une comparaison directe des données soit possible. Par exemple, le modèle idéal permettrait de comparer la contribution des secteurs économiques aux politiques conventionnelles (p. ex. :. PIB, emplois) et leur contribution aux problèmes environnementaux (p. ex. : quantité de matières résiduelles générées). Un CMRS relié aux données des comptes nationaux fournira une catégorisation stable par secteur permettant une comparaison temporelle des données en unités physiques tout en permettant une cohérence avec les données en unités monétaires.

2.2 Critère général : synthèse des avantages et désavantages

Comme mentionné précédemment, en théorie, la création d'un CMRS pourrait se faire en se basant sur plusieurs modèles possibles. Par contre, tous les modèles ne sont pas également et intégralement applicables, et c'est pourquoi nous viserons à choisir le modèle le plus efficient. Pour ce faire, étant donné la difficulté de mesurer précisément les coûts et les bénéfices associés au développement et à l'implantation des modèles, ces derniers seront analysés qualitativement et relativement aux critères détaillés décrits plus haut. Au final, nous viserons donc à établir une évaluation en termes d'avantages et de désavantages des différents modèles afin de proposer celui qui maximisera les avantages nets.

2.3 Types d'analyse permettant l'étude des flux de matières en unités physiques

Il existe plusieurs approches courantes pour analyser les flux de matières. Celles-ci peuvent être caractérisées selon six types d'analyse représentés dans le tableau 2 (Kovanda, 2009, p. 2; OCDEb, p. 16) :

a) Analyse des flux de substances (*Substance flow analysis* (SFA))

b) Analyse systémique des matières (*Material system analysis* (MSA))

c) Analyse de cycle de vie (*Life-cycle analysis* (LCA))

d) Analyse des flux de matières dans une entreprise (*Business level MFA*)

e) Analyse entrées-sorties (*Input-output analysis* (IOA))

f) Analyse de flux de matières de l'économie globale (*Economy-wide material flow analysis* (EW-MFA))

Tableau 2
Types d'analyse de flux de matières et leurs principales caractéristiques

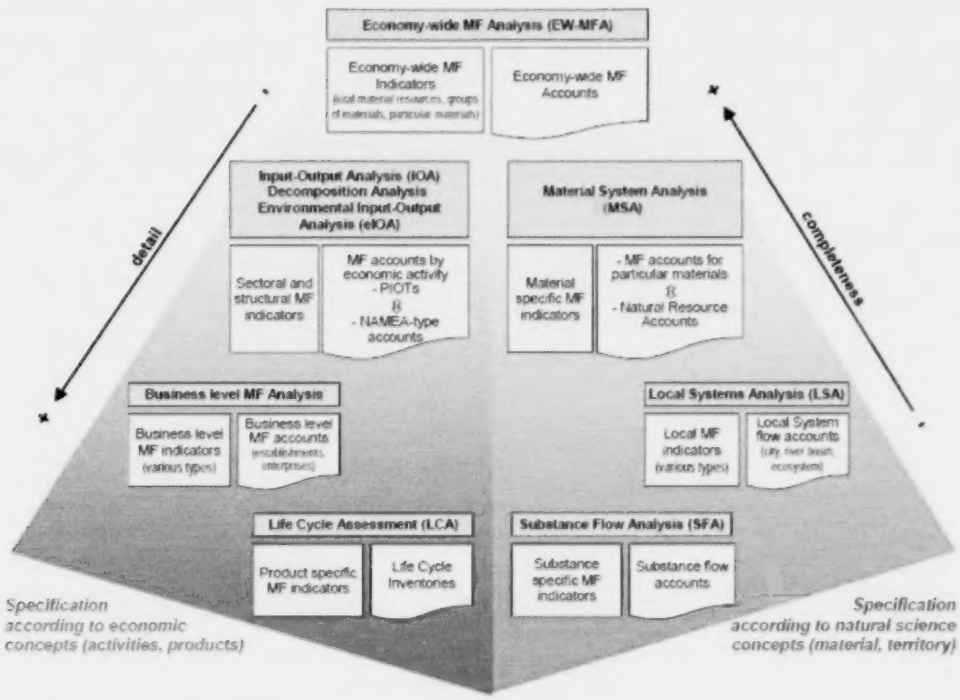
Élément d'intérêt	**Considérations spécifiques aux impacts sur l'environnement, la sécurité d'approvisionnement, le développement des technologies dans certaines entreprises, les secteurs économiques, les pays et régions** *liées aux*			**Considérations environnementales et économiques générales liées aux processus de production des substances, matières et produits manufacturés,** *au niveau des*		
Objet	**Substances** Éléments chimiques	**Matières** Matières premières, biens semi-finis	**Produits** Produits manufacturés	**Entreprises** Établissements, entreprises	**Activités économiques** Secteurs de production	**Pays, régions** Total des matières, groupes de matières, matières particulières
Type d'analyse **Type d'outils de mesure**	**Analyse des flux de substances** ↕ **(SFA)** **Comptes des flux de substances**	**Analyse systémique des matières** ↕ **(MSA)** **Comptes individuels des flux de matières**	**Analyse de cycle de vie** ↕ **(ACV)** **Inventaires du cycle de vie**	**MFA-entreprise** ↕ **(BL-MFA)** **Comptes des flux de matières des entreprises**	**Analyse entrées-sorties** ↕ **(IOA)** **Tableaux entrées-sorties, approches hybrides de type NAMEA**	**Analyse de flux de matières de l'économie globale** ↕ **(EW-MFA)** **Comptes des flux de matières pour l'ensemble de l'économie**
Analyse des flux de substances	L'analyse et les comptes des flux de substances (SFA) décrivent les flux de substances spécifiques (p. ex. : cadmium, plomb, zinc, hectogramme, azote, phosphore, CO_2, CFC) qui sont connues pour poser des problèmes particuliers en ce qui concerne les risques sanitaires et environnementaux.					
Analyse systémique des matières	L'analyse systémique des matières (MSA) est basée sur des comptes décrivant des flux spécifiques de matières. Elle se concentre sur des matières premières ou des produits semi-finis donnés, à divers niveaux de détail (p. ex. :. ciment, papier, fer et acier, cuivre, plastiques, bois de construction, eau). Elle s'applique aux matières qui posent des problèmes particuliers quant au caractère durable de leur utilisation, la sécurité de leur approvisionnement ou aux effets de leur production et de leur consommation sur l'environnement.					
Analyse de cycle de vie	L'analyse de cycle de vie (ACV) est basée sur des inventaires de cycle de vie. Elle se concentre sur des matières reliées à la production et à l'utilisation de produits spécifiques (p. ex. : piles, voitures, ordinateurs, textiles). Elle analyse les besoins matériels et les pressions environnementales potentielles tout au long du cycle complet des produits. Ce type d'analyse peut aussi être appliqué aux services.					
MFA-entreprise	L'analyse MFA au niveau des entreprises sert à décrire des flux de matières données à l'intérieur des entreprises dans leur ensemble ou pour un établissement (p. ex. : usine).					
Analyse entrées-sorties	L'analyse entrées-sorties est basée sur des tableaux entrées-sorties qui enregistrent les flux de matières à divers niveaux de désagrégation : pour l'économie, par activité économique et catégorie de la demande finale. Les données physiques peuvent aussi être couplées aux données monétaires afin de créer des comptes hybrides de type NAMEA.					
EW-MFA	L'analyse des flux de matières de l'économie globale (EW-MFA) enregistre les matières entrant ou sortant des frontières de l'économie nationale. Les données de ces comptes peuvent facilement être agrégées aux fins de communication et servir comme base pour dériver les indicateurs agrégés.					

Source : OCDE (2008b), selon Bringezu et Moriguchi (2002). (*traduction libre*)

Comme démontré au tableau 2, ces six types d'analyse peuvent être scindés en deux grands groupes. Le premier groupe contient les analyses spécifiques se concentrant sur des substances, matières et produits manufacturés associés à des problèmes environnementaux particuliers générés par certaines activités économiques ou entreprises. On visera ainsi à suivre

les flux d'éléments physiques à un niveau d'information micro selon leur nature chimique (SFA), les types de matières premières (voire produits semi-finis, analyse MSA) et finalement selon la production et l'utilisation de produits manufacturés (ACV). Le deuxième groupe concerne des analyses globales se concentrant sur les problèmes environnementaux causés par certaines entreprises, par l'ensemble des secteurs économiques, par une région particulière ou par un pays en observant les flux de matières entre les sphères environnementales et économiques. Ces flux sont décrits dans des systèmes définis selon le niveau méso ou macro de l'analyse. L'analyse pourra ainsi se faire au niveau d'une entreprise (*Business Level MFA*), des relations intersectorielles (IOA) ou au niveau macro ou agrégé (EW-MFA). Quant à la figure 1, elle classifie autrement les différents types d'analyse. D'un côté, les types d'analyse répertoriés sont basés sur des concepts économiques (p. ex. : secteurs économiques, produits). Alors que de l'autre côté de la figure, les types d'analyse représentés sont basés plutôt sur des concepts des sciences naturelles (p. ex. : matières, substances, territoires).

Figure 1
Architecture et niveau d'application des outils d'analyse de flux de matières



Source : OCDE 2008d, p. 46.

Il n'est pas pertinent de préconiser les quatre premiers types d'analyse (SFA, MSA, ACV et BL-MFA) dans un modèle national de CMRS. En effet, la figure 1 reflète leur caractère spécifique (haut niveau de détails, mais bas niveau d'exhaustivité). Les analyses *SFA*, *MSA* et *Business Level MFA* sont intéressantes, mais elles ne traitent que d'un aspect particulier en termes de substances chimiques ou de matériaux, ou simplement en procédant à une analyse de flux de matières à l'intérieur d'une entreprise donnée. Aussi, l'ACV consiste à analyser toutes les composantes nécessaires pour produire un bien ou un service donné, tant dans le processus de production, de consommation que d'élimination (p. ex. : enfouissement). C'est dans ce sens que l'on parle aussi d'une analyse du berceau au tombeau (*from cradle to grave*). Dans un monde idéal, il serait très pertinent de procéder à de telles analyses pour tous les biens et services produits et consommés, car elles produisent une information très détaillée. Par contre, une ACV est très complexe pour un bien ou un service donné, et ce, tant du point de vue de la quantité de données nécessaires que de l'analyse[14].

Cela étant dit, deux types d'analyse sont concernés dans le cadre de notre recherche : i) l'analyse entrées-sorties (IOA), basée sur les tableaux physiques de type PIOT (*Physical Input-Output Table)* ou hybrides (physiques et monétaires) de type NAMEA; ii) l'analyse de flux de matières de l'économie globale (EW-MFA). Ces types d'analyse comportent des différences, mais elles sont à plusieurs niveaux complémentaires et compatibles (Mulalic, 2007, p. 36). À ce stade-ci, il convient de préciser que le terme MFA (*material flow analysis*) est aussi parfois utilisé dans la littérature pour désigner l'ensemble des analyses des flux de matières. Dans le cadre de la présente étude, le terme MFA désignera plutôt la comptabilisation des flux physiques au moyen du modèle macro EW-MFA.

Notons que les modèles considérés (NAMEA, PIOT et EW-MFA) mesurant l'émission de matières résiduelles par la seule caractéristique quantitative du poids ont le défaut commun du manque de considération des différences qualitatives des différents flux et, par conséquent, de leurs impacts sur l'environnement. Ainsi, certains flux de résidus qui représentent une faible proportion du poids total de résidus pourraient être négligés, alors qu'ils pourraient avoir des

---

[14] Le Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services (CIRAIG) entreprend actuellement des travaux d'élaboration d'une base de données ACV qui pourrait augmenter la viabilité de l'intégration des données d'ACV dans un CMRS québécois.

impacts environnementaux importants. Malgré cette lacune importante[15], différentes solutions peuvent être envisagées pour prendre en compte les aspects qualitatifs des flux de résidus. Giljum et Hubacek (2009, p.9) indiquent qu'il est possible de remédier à ce problème en couplant les modèles visés par une ACV. Comme les travaux de l'OCDE le relate (2008d), tous les modèles présentés dans cette étude peuvent être couplés à un modèle ACV. Plus spécifiquement, l'OCDE (2008d, p. 111) cite l'exemple de l'EMC (*environmentally weighted material consumption*), qui combine les données en poids du MFA et les coefficients d'impact d'analyse de cycle de vie afin de tenir compte des impacts environnementaux. Dans le même ordre d'idées, nous pouvons citer l'exemple norvégien quant à l'appariement des modèles MFA et ACV. Par ailleurs, il est possible de contrer partiellement l'absence de différences qualitatives des modèles en désagrégeant les flux potentiellement plus dangereux ou nocifs afin de dégager leurs particularités. Aussi, comme nous allons le voir plus loin, le modèle NAMEA fournit un cadre permettant de mesurer les pressions environnementales des substances par thèmes d'intérêts (p. ex. : eutrophisation, pluies acides, etc.). Ainsi, les lacunes concernant la prise en compte des aspects qualitatifs peuvent être comblées de différentes manières, même si la mesure des flux de matières résiduelles solides ne se fait, de prime abord, que quantitativement.

Outre le manque de considération des impacts environnementaux spécifiques à certains flux de matières, d'autres aspects généraux liés à la disponibilité des données sur les matières résiduelles s'appliquent à tous les modèles. En effet, comme nous le fait remarquer Pedersen (2005, p. 4), le manque de données directes sur la génération des matières résiduelles selon les secteurs économiques implique l'utilisation de données indirectes. Une explication partielle à ceci pourrait être qu'une perte d'information sur la provenance des résidus survient lors du transport entre deux entreprises par une entreprise intermédiaire. Ainsi, il est difficile de retracer les secteurs générateurs de ces résidus. Bien que les données de sources indirectes (p. ex. : estimations) rendent la mesure des statistiques plus imprécise, la quasi-totalité des modèles utilisent des estimations et de la modélisation pour développer des statistiques désagrégées sur les types de matières générées par secteur économique. Ainsi, les possibilités d'analyse des résultats s'en trouvent diminuées étant donné que l'utilisation de données indirectes introduit une corrélation entre les processus de production et l'émission de résidus de ces secteurs.

---

[15] Cette critique s'applique à tous les modèles présentés dans cette étude, à l'exception du modèle WIO, qui est couplé à une ACV.

Finalement, notons qu'il n'existe pas au Canada de comptes nationaux intégrés économie-environnement des matières résiduelles solides. Par exemple, Statistique Canada et RECYC-QUÉBEC réalisent actuellement des enquêtes qui dressent des portraits globaux de la situation de la génération et de la gestion des résidus[16]. Les données sur les matières résiduelles solides disponibles sont relativement dispersées et non intégrées dans des comptes harmonisés (CMRS-comptes nationaux). Mentionnons que Statistique Canada a entamé, il y a près de dix ans, l'élaboration du *Système des comptes de l'environnement et des ressources du Canada* (Statistique Canada, 2006b). Bien que certains comptes aient été implantés, le développement empirique des comptes de flux de matières et d'énergie a porté sur l'énergie, les gaz à effets de serre et l'eau, plutôt que sur les matières résiduelles solides. Cela étant dit, dans les prochaines sous-sections, nous expliquons en quoi consistent les types d'analyse pertinents et leurs variantes dans le cadre du développement de CMRS québécois.

[16] Voir par exemple, Statistique Canada, 2006b.

3 Analyse des flux de matières dans l'économie (*Economy-Wide MFA*)

C'est au début des années 1990 que des modélisations de type MFA ont été implantées pour la première fois par l'Autriche, l'Allemagne, et le Japon (Hubacek et Giljum, 2001, p. 5; Nagy et autres, 2006, p. 7). Par la suite, à la fin des années 1990, le *World Resources Institute* a coordonné la première étude comparative des flux de matières pour les États-Unis, les Pays-Bas, le Japon, l'Allemagne et l'Autriche. Puis l'OCDE a contribué à améliorer les connaissances quantitatives et analytiques sur les flux de ressources naturelles et de matières au niveau national et international par le biais de la publication d'un guide traitant de ce sujet en quatre volumes (OCDE, 2008).

Une analogie souvent utilisée consiste à comparer le modèle MFA à un métabolisme où les relations entre les cellules (les secteurs : extraction, transformation, etc.) permettront d'extraire l'énergie des nutriments (intrants provenant de l'environnement) ou de synthétiser ceux-ci afin de construire et de maintenir un système (production et économie) (Hubacek et Giljum, 2001, p. 9; Mulalic, 2007, p. 6). On voit ainsi l'économie et l'environnement comme un système global de relations couplées où il y aurait extraction de matières pouvant être transformées et utilisées afin d'assurer la production d'énergie, de biens et de services. La comptabilité des flux de matières dans ce système est construite à partir des lois de la thermodynamique. Ainsi, selon le principe d'équilibre des masses, les flux matériels du côté des intrants sont égaux à ceux du côté des extrants additionnés à l'accumulation nette de matières dans le système.

Un modèle EW-MFA analyse et mesure des agrégats sans tenir compte des relations précises dans l'économie (p. ex. : inter-industries). Ainsi, l'économie nationale est considérée comme une boîte noire en ne distinguant que l'extraction des ressources domestiques et les importations comme intrants, de même que les exportations physiques, les résidus et les émissions comme extrants. Un modèle EW-MFA peut néanmoins supporter une certaine désagrégation par types de matières selon la disponibilité des données (p. ex. : manufacturières et sur le commerce extérieur). Un modèle de type MFA peut s'avérer très utile pour analyser l'économie en termes physiques et pour créer des indicateurs agrégés mesurant l'efficience de l'utilisation des intrants (Nagy et autres, 2006). Dans les deux prochaines sous-sections, nous

voyons d'abord en détail en quoi consiste une analyse de type MFA, et nous terminerons en donnant les principaux avantages et désavantages d'une telle analyse.

3.1 Description du modèle EW-MFA

Tel que mentionné plus haut, le modèle EW-MFA est conceptuellement basé sur un modèle systémique d'une économie nationale reliée à son environnement physique. Plus précisément, un modèle MFA mesure les flux de matières entre l'environnement et l'économie et nous informe sur : i) les quantités d'intrants physiques et de matières accumulées dans une économie nationale; ii) les extrants de l'économie nationale destinés aux autres économies et iii) les extrants rejetés dans la nature. Toutes les matières sont mesurées en unités physiques (habituellement en tonnes/année).

Ainsi, le modèle EW-MFA considère l'économie nationale comme étant une boîte noire et distingue : i) du côté des intrants, l'extraction des ressources domestiques et les importations et ii) du côté des extrants, les exportations physiques et tous les résidus. Cela signifie, entre autres, que le modèle EW-MFA ne donne pas d'information sur les relations de chaque secteur économique avec la sphère environnementale et sur les relations inter-industries, à moins que le modèle soit couplé à l'aide d'outils supplémentaires dérivés de l'analyse entrées-sorties[17].

Tous les intrants physiques de matières dans le système économique peuvent être attribués à trois sous-groupes : matières solides, liquides, et gaz. Le groupe qui nous intéresse ici, celui des matières solides peut être, quant à lui, subdivisé en trois sous-groupes : les minéraux, l'énergie fossile et la biomasse (Giljum, 2006, p. 383)[18]. Lorsque les flux de matières entrent dans le système économique, les matières peuvent y être entreposées un certain temps et être considérées comme un stock accumulé. Aussi, elles peuvent être recyclées après leur consommation et ainsi diminuer les rejets d'extrants dans l'environnement en étant traitées à

---

[17] Le Danemark est un bon exemple d'élaboration d'un CMRS à partir d'un modèle EW-MFA, couplé avec un PIOT (Pedersen, 2005).

[18] Étant donné la nature du présent rapport, nous ne traiterons ici que des matières solides. Notons simplement que, dans le cadre d'un modèle MFA « complet », pour une comptabilisation cohérente des intrants et des extrants, certains principes généraux doivent être introduits (Mulalic, 2007). Ainsi, l'oxygène (O_2) utilisé dans le processus de consommation et de production doit être comptabilisé dans le système du côté des intrants pour que les émissions de CO_2 provenant du processus de combustion puissent être incluses du côté des extrants en cohérence avec le principe de l'équilibre des masses. Ensuite, le deuxième principe général concerne les flux en eau. En effet, le flux d'eau représente une masse colossale qui occulterait les flux de toutes les autres matières. Il y a donc un consensus quant à la représentation séparée de ce flux.

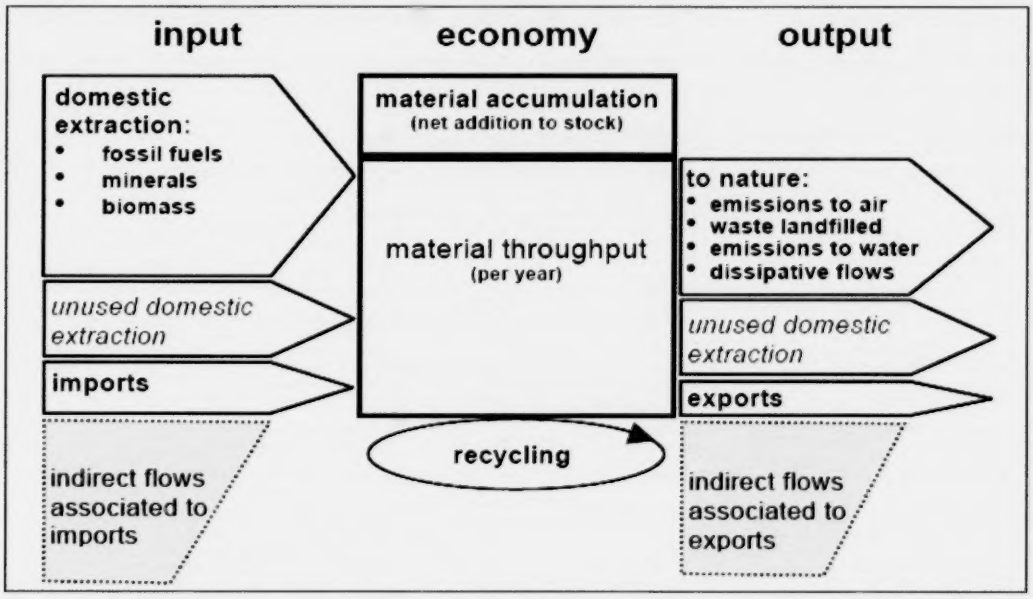
l'intérieur même de la sphère économique. Encore une fois, les flux à l'intérieur de l'économie ne sont pas comptabilisés par le modèle EW-MFA. La logique du modèle est que, tôt ou tard, les matières sortiront du système économique et seront dirigées vers la sphère environnementale nationale ou étrangère en tant qu'exportations ou résidus.

De manière à caractériser les flux de matières et les indicateurs découlant de ce modèle, Eurostat distingue trois dimensions (Eurostat 2001, p. 20) : i) intérieur (*domestic*) versus le reste du monde (*rest of the world)*; ii) *direct* versus *indirect;* iii) utilisé *(used)* versus inutilisé (*unused).* La première dimension rappelle qu'il n'y a que deux possibilités quant à l'origine et la destination des flux : la sphère nationale ou la sphère extérieure. Ensuite, un flux est considéré comme « direct » s'il est physiquement observé en tant qu'intrant dans l'économie et est considéré « indirect » s'il s'applique à toutes les matières nécessaires à la fabrication d'un produit importé. Enfin, la troisième dimension indique si le flux entre dans le système économique (*used*) ou s'il s'applique à des matières qui ont été extraites de l'environnement national, mais qui n'entreront jamais dans l'économie nationale (*unused).*

On peut classer les indicateurs en trois catégories correspondant aux intrants, à l'économie et aux extrants (figure 2). Les principaux indicateurs reliés au modèle EW-MFA sont illustrés à la figure 3 et la description qui suit sur les indicateurs potentiels est basée sur les travaux d'Eurostat (2001, p. 35-36), de l'OCDE (2008a;b;c;d), ainsi que sur ceux de Hubacek et Giljum (2001, p. 10-11) et de Mulalic (2007, p. 7-9).

Figure 2

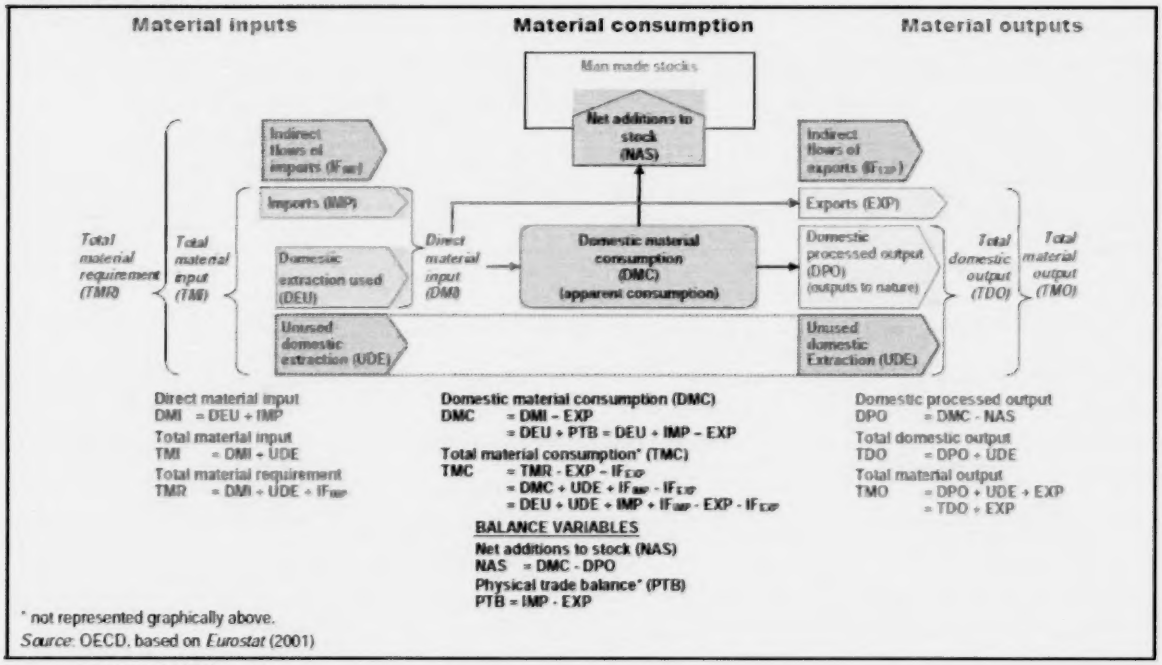
Economy-wide material balance scheme (excluding air and water flows)



Source : Eurostat 2001, p. 16.

Figure 3

Indicateurs-MFA



Source : OCDE 2008d, p. 78.

Les matières qui servent directement d'intrants matériels dans une économie (*direct material input* ou DMI) peuvent provenir du secteur domestique d'extraction des ressources ou être importées. À chacune de ces sources directes est associé un flux de ressources indirectes (*indirect material flows* ou IF). Premièrement, une partie de l'extraction domestique peut être inutilisée (p. ex. : stockée) (*unused domestic extraction* ou UDE). De plus, les importations peuvent causer des flux indirectement et devant être pris en compte (p. ex. : émissions dues au transport) (*indirect flows of imports* ou IF_{IMP}). Les matières totales requises (*total material requirement* ou TMR) devront ainsi égaler les flux d'intrants directs et indirects, utilisés et non utilisés (TMR = DMI + UDE + IF_{IMP}). Ce dernier indicateur représentera donc le poids total des ressources naturelles extraites sur le territoire national ou à l'étranger qui découle des activités économiques du pays.

Aussi, des indicateurs de la consommation matérielle intérieure pourront être obtenus[19]. Pour ce faire, il s'agit de soustraire les exportations de matières de l'indicateur DMI et l'indicateur ainsi obtenu mesurera la consommation intérieure matérielle (*domestic material consumption* ou DMC). Cet indicateur mesure la quantité de matières utilisées pour la consommation intermédiaire et dans la demande intérieure finale sous forme de consommation privée et publique et sous forme d'accumulation de capital fixe à l'intérieur de la sphère économique, comme illustré à la figure 2[20]. Si les exportations ainsi que les flux indirects leur étant associés sont soustraits du TMR, nous obtenons alors la consommation matérielle totale (*total material consumption* ou TMC). La balance commerciale physique est quant à elle obtenue en soustrayant les exportations des importations (*physical trade balance* ou PTB).

Deux principaux indicateurs peuvent être dérivés pour mesurer la quantité totale d'extrants dans l'environnement. Premièrement, la production intérieure rejetée ou traitée (*domestic processed output* ou DPO) est calculée en additionnant toutes les matières qui ont été produites et consommées pour être ensuite rejetées dans l'environnement. Il incorpore de manière

---

[19] Dans l'esprit du modèle MFA, le terme consommation est ici pris au sens large et réfère à l'utilisation des ressources physiques en général.

[20] L'accumulation de stock dans la sphère économique représente principalement la formation de capital fixe, comme les infrastructures, les immeubles, les véhicules, les machineries et les biens durables achetés par les ménages. L'accumulation nette de stock (*net addition to stock* ou NAS) mesure la « croissance physique de l'économie » en comptabilisant principalement le poids des matières utilisées pour les nouvelles constructions en soustrayant, par exemple, le poids des matières non recyclées lors de la démolition.

agrégée tous les rejets physiques de l'économie intérieure à l'environnement intérieur, incluant les matières résiduelles, mais également d'autres sortes de rejets, comme les émissions atmosphériques ou aquatiques (Eurostat, 2009, p. 85). Par exemple, cette mesure inclut le sel et le sable étendus sur les routes et la matière issue de la corrosion et l'abrasion de produits comme l'usure du caoutchouc des pneus. Deuxièmement, on obtiendra la production intérieure totale (*total domestic output* ou TDO) simplement en ajoutant au DPO les ressources intérieures d'extraction non utilisées provenant i) des mines et carrières; ii) de l'excavation durant les activités de construction; iii) des pertes de biomasse lors des récoltes agricoles (Eurostat, 2001, p. 36).

Nous pouvons ici noter quelques particularités propres à la comptabilisation des matières résiduelles. Premièrement, seules les matières résiduelles solides enfouies sont comptabilisées en tant qu'extrants solides. Par exemple, les résidus incinérés seront plutôt comptabilisés dans les émissions atmosphériques (Eurostat, 2001). Deuxièmement, selon l'OCDE (2008a, p. 33), les matières enfouies seront considérées comme demeurant dans la sphère économique si elles le sont dans des centres d'enfouissement contrôlés. Les flux de matières seront considérés comme allant vers l'environnement si, et seulement si, ils ne font pas l'objet d'un contrôle et d'une gestion selon des normes données. On peut ainsi voir dans cette comptabilisation une reconnaissance de l'industrie de gestion des matières résiduelles qui viserait à protéger l'environnement des flux non contrôlés de résidus.

Selon Steurer (2003, p. 202), les données primaires nécessaires à la construction de modèles de type EW-MFA sont généralement disponibles et proviennent principalement des statistiques sur la production (agriculture, foresterie, activités minières, activités manufacturières et construction), sur le commerce international, sur l'énergie, sur les matières résiduelles, sur l'eau et sur les émissions atmosphériques. Le guide d'Eurostat (2001, p.45) fournit certaines pistes quant aux différentes sources de données nécessaires à la compilation d'un EW-MFA et aussi sur les données pour capturer certains flux qui risquent d'être plus problématiques. Par exemple, les données sur les flux indirects importés et exportés ne sont pas disponibles par le biais des sources officielles et doivent être estimées.

Finalement, on peut trouver une vaste littérature traitant des modélisations de type EW-MFA, et ce, tant du point de vue théorique qu'empirique. En effet, un très grand nombre de pays

(incluant la grande majorité des pays européens) ont développé ce type de modèle pour leur économie nationale. En guise de référence portant sur des applications de type MFA, citons l'étude de Nagy et autres (2006) qui donne un aperçu des différentes applications du modèle MFA en République tchèque, en Hongrie et en Roumanie. Notons que tous ont utilisé le guide méthodologique d'Eurostat 2001 pour construire leur application de ce modèle. On peut ainsi croire que ce guide constitue un bon point de départ dans l'implantation d'un modèle EW-MFA.

3.2 Évaluation selon les critères et avantages-désavantages en général

Cette section présente l'évaluation du modèle EW-MFA selon les cinq critères spécifiques décrits à la section 2.2, puis en termes d'avantages et de désavantages du modèle en général.

3.2.1 Critères spécifiques

a) Applicabilité

Bien que la comptabilisation de comptes physiques soit généralement complexe, sa structure rend celle du modèle EW-MFA relativement simple (comparativement aux autres modèles vus plus loin). En effet, l'OCDE estime que l'effort de compilation du modèle EW-MFA est moins important comparativement aux autres modèles d'analyse de flux de matières (OCDE 2008d, p. 49). En n'analysant pas les flux à l'intérieur de la sphère économique, les données à recueillir pour ce modèle ne requièrent pas une désagrégation par secteurs économiques[21]. Dans une publication concernant les comptes de flux de matières de l'Union européenne, Steurer atteste que les sources et les méthodes de compilation du modèle EW-MFA font en sorte que ce modèle peut être comptabilisé sur une base régulière à un coût relativement faible (Steurer, 2003, p. 208). Ses avantages d'applicabilité sont d'ailleurs confirmés par le fait que l'OCDE suggère d'initier la création de comptes environnementaux à l'aide d'un modèle EW-MFA (OCDE 2008b, p. 35).

b) Comparabilité

La quasi-totalité des pays de l'Union européenne et plusieurs pays membres de l'OCDE ont intégré la comptabilisation du modèle EW-MFA à leur programme officiel de comptabilité

[21] Néanmoins, il semble que les données seraient difficilement disponibles en ce qui a trait aux flux indirects reliés aux importations (Giljum et Hubacek, 2009). De plus, l'importance relative des différents flux non comptabilisés dans les statistiques peut varier considérablement d'un pays à l'autre (Eurostat, 2001). Cet aspect devrait donc être approfondi dans le cas où l'approche MFA serait celle préconisée.

environnementale (OCDE, 2008b, p. 9). Les différentes expériences internationales font en sorte que le modèle EW-MFA présente une bonne comparabilité. De plus, le modèle EW-MFA répond à des normes relativement uniformes et claires. L'harmonisation méthodologique des EW-MFA, qui fait suite à la publication du guide méthodologique d'Eurostat (Eurostat, 2001) et des travaux de l'OCDE, contribue à la comparabilité internationale.

c) Désagrégation

Étant donné que le modèle MFA considère l'économie domestique comme une boîte noire, il y a donc une agrégation qui diminue le degré de détails des indicateurs générés. Ainsi, le modèle général permet d'avoir un portrait global des flux physiques entre l'économie et l'environnement, mais son niveau de désagrégation ne permet pas de mesurer les flux de matières résiduelles par secteurs économiques[22]. Afin d'élaborer un CMRS québécois, nous avons spécifié qu'il était nécessaire que l'approche considérée puisse désagréger les données par secteurs économiques[23]. Cela suppose que les indicateurs dérivés ne peuvent pas servir à analyser les implications de l'utilisation des ressources dues à un changement structurel ou technologique ou un changement dans le comportement de consommation (Giljum et Hubacek, 2009, p. 3). Bref, son faible degré de détails réduit les utilisations possibles des indicateurs générés dans le cadre de la production de CMRS.

d) Indicateurs

Le modèle EW-MFA est un outil efficace pour mesurer les quantités agrégées d'intrants et d'extrants du système économique. Dans un contexte d'élaboration d'un CMRS pour le Québec, l'indicateur le plus intéressant semble être celui de la production domestique rejetée ou traitée (*Domestic Processed Output* (DPO)). Bien que les émissions atmosphériques composent la majorité des rejets comptabilisés par cet indicateur, il est possible de dégager les flux de matières résiduelles solides rejetés dans l'environnement des autres flux résiduels. Cependant, l'utilité du modèle EW-MFA quant à la mesure des flux de matières résiduelles est limitée étant donné qu'il ne donne pas d'information sur les flux intersectoriels (Giljum et Hubacek, 2009, p. 3). Cette

---

[22] Toutefois, comme il est indiqué plus haut, la désagrégation par type de matières est possible à l'aide du modèle EW-MFA, selon la disponibilité des données. Par exemple, le modèle MFA, couplé avec une ACV, a permis à la Norvège de désagréger les données de leur CMRS par type de matières.

[23] Comme mentionné auparavant, une désagrégation sectorielle est cependant possible en intégrant le modèle PIOT ou NAMEA.

lacune rend le modèle inadéquat pour développer des indicateurs pour la gestion des matières résiduelles solides au niveau sectoriel, comme ce que nous recherchons.

e) Compatibilité

Les frontières du modèle EW-MFA sont relativement compatibles avec le système des comptes nationaux. En effet, selon la classification des matières désirées, les données primaires nécessaires à la compilation du modèle EW-MFA sont généralement disponibles dans les statistiques officielles sur les intrants physiques (p. ex. : secteur de l'extraction).

3.2.2 Avantages-Désavantages

a) Avantages

De par sa structure, le modèle MFA est un modèle de comptabilisation environnementale relativement simple qui pourrait constituer un bon point de départ à l'élaboration de CMRS. Il dresse un portrait global des intrants et des extrants physiques qui relient une économie nationale (ou régionale) à son environnement. Étant donné son niveau d'agrégation élevé, les données requises sont moins nombreuses que dans le cas des autres modèles. Les coûts d'élaboration et de mise à jour d'un modèle MFA nous apparaissent conséquemment moindres. De plus, le modèle MFA est largement répandu dans le monde, ce qui lui donne une bonne comparabilité internationale. Ensuite, le modèle MFA peut être couplé à un modèle entrées-sorties. Dans ce sens, comme suggéré par l'OCDE (2008b), la comptabilisation de type MFA peut être vue comme une étape vers la création de tableaux plus détaillés. En somme, un modèle MFA national est un bon cadre pour analyser l'économie en termes physiques et pour dériver des indicateurs agrégés mesurant l'utilisation des matières et son efficacité (Nagy et autres, 2006, p. 8). De plus, notons qu'un modèle MFA peut constituer un cadre de référence afin de valider les données dérivées d'un autre modèle de comptabilité environnementale (p. ex. : NAMEA).

b) Désavantages

Le désavantage le plus évident du modèle EW-MFA, sans un jumelage avec d'autres outils comme le PIOT, réside dans l'agrégation des flux. Il ne fournit pas de données spécifiques sur les résidus par secteurs étant donné que l'économie est considérée comme une boîte noire. Il n'est alors pas possible de retracer l'origine de la génération des matières résiduelles, non plus que leur disposition finale respective. Ainsi, le faible degré de détails limite les possibilités de

construire des indicateurs utiles pour la gestion des matières résiduelles. Bien que les applications EW-MFA se concentrent davantage sur l'élaboration d'indicateurs du côté des intrants, les flux potentiels futurs de matières résiduelles peuvent être anticipés, étant donné que les intrants s'accumuleront et seront transformés dans l'économie pour ensuite devenir, tôt ou tard, des flux d'extrants résiduels dans l'environnement (Kovanda, 2009, p. 1). Comme mentionné, les indicateurs agrégés dérivés du modèle EW-MFA sont intéressants, mais relativement peu utiles pour répondre aux besoins des utilisateurs, notamment pour l'élaboration des politiques de gestion des matières résiduelles, particulièrement au niveau sectoriel.

4 Modèles basés sur l'analyse entrées-sorties (*Input-Output* ou I-O)

Comme nous l'avons vu à la section précédente, la principale lacune du modèle EW-MFA est qu'il considère l'économie nationale comme étant une boîte noire. Dans cette perspective, l'analyse entrées-sorties constitue certainement une avancée importante des comptes environnementaux nationaux. Au fil des ans, le développement de l'analyse entrées-sorties s'est surtout fait en termes monétaires. Notons par contre que l'utilisation d'unités de mesure physiques et l'application de modèles entrées-sorties afin d'inclure la dimension environnementale datent du tout début du développement du modèle I-O. En effet, comme noté par Nakamura et Kondo (2002), Leontief lui-même avait conceptualisé l'analyse I-O en fonction d'unités physiques (Leontief, 1951). Aussi, Nakamura et Kondo soulignent que, dès 1968, Isard avait présenté comment un tableau entrées-sorties hybride (monétaire et physique) pouvait tenir compte de la dimension environnementale (Isard, 1968). Par contre, ce sont les travaux de Leontief du début des années 1970 qui ont vraiment constitué le point de départ de l'analyse environnementale entrées-sorties (Leontief, 1970).

En effet, Leontief avait alors étendu l'analyse entrées-sorties traditionnelle (p. ex. : monétaire) afin de considérer les émissions polluantes et leur traitement. Pour ce faire, il développa un modèle entrées-sorties en unités physiques tenant compte de l'interdépendance des secteurs produisant et traitant les émissions polluantes. Par contre, malgré son caractère très novateur au plan théorique, le modèle proposé n'était pas applicable en pratique. Ainsi, il était basé sur l'hypothèse très forte d'un seul traitement possible associé à chaque type de résidus ou d'émissions. Cela est pour le moins restrictif, entre autres parce que chaque type de résidus peut être traité de multiples façons. Néanmoins, les travaux de Leontief ont constitué un excellent point de départ.

C'est durant les années 1990, soit une vingtaine d'années après les travaux de Leontief, qu'il y a eu une véritable augmentation des études et recherches sur l'intégration environnementale dans les analyses I-O. Dans l'esprit du modèle MFA, cette intégration s'est faite en tenant compte du principe de l'équilibre des masses. Comme nous le verrons ultérieurement, un moment décisif a certainement été la création du système de comptabilité NAMEA, développé par *Statistics Netherlands* à la fin des années 1990. Des variantes de ce système ont ensuite été appliquées dans plusieurs pays de l'Union européenne.

Dans le cadre du présent exercice, trois formes d'intégration de l'environnement aux systèmes I-O sont recensées :

1. L'extension du système I-O afin d'incorporer l'environnement en amont : l'environnement est considéré comme un réservoir d'intrants utilisés dans les processus de production et de consommation. On pense alors tout particulièrement au secteur de l'extraction et de première transformation des ressources naturelles.
2. L'extension du système I-O afin d'incorporer l'environnement en aval : l'environnement est considéré comme un réceptacle d'extrants provenant des activités de consommation et de production.
3. L'inclusion dans le système I-O des flux matériels avec valeurs monétaires nulles ou négatives, par exemple les résidus de production qui sont exclus des tableaux entrées-sorties exprimés en valeur monétaire.

Les sous-sections suivantes évaluent trois modèles basés sur l'analyse entrées-sorties ayant un potentiel pour l'élaboration d'un CMRS québécois. Nous présentons d'abord les tableaux entrées-sorties physiques (PIOT) et ensuite le modèle *Waste Input-Output* (WIO) comme élaboré par Nakamura et Kondo (2002). Nous terminons la section avec une présentation détaillée des modèles de type NAMEA. Comme pour le modèle MFA, chacun de ces modèles sera évalué en fonction des critères spécifiques et d'avantages et de désavantages généraux.

4.1 Tableaux entrées-sorties monétaires et physiques (*Monetary Input-Output Tables* (MIOT) et *Physical Input-Output Table* (PIOT))

Le développement structurel des tableaux entrées-sorties physiques est basé sur les tableaux entrées-sorties monétaires conventionnels (*Monetary Input-Output Table* ou MIOT). En effet, comme mentionné plus haut, si l'on fait abstraction des premiers travaux de Leontief et Isard, l'arrimage monétaire et physique s'inscrit dans des travaux datant des années 1990 et en vue desquels plusieurs efforts ont été faits pour rendre compatibles les analyses monétaire et physique (Nakamura et autres, 2007). Les tableaux entrées-sorties physiques ou PIOT ont la même structure que les tableaux I-O traditionnels monétaires. Toutefois, la création de tableaux de type PIOT relativement complets est très complexe et peu répandue. Selon Hoekstra et Van den Bergh (2006, p. 377), ces tableaux ont été développés dans seulement cinq pays : l'Allemagne, le Danemark, les Pays-Bas, la Finlande et l'Italie. Toutefois, certains tableaux PIOT

sont en cours de développement, comme au Japon, au Royaume-Uni et en Nouvelle-Zélande. De plus, l'Autriche a élaboré une esquisse d'un tableau PIOT pour l'année 1983, mais celui-ci est encore aujourd'hui très fortement agrégé (trois secteurs économiques) (Hubacek et Giljum, 2009, p. 10). Notons cependant que certains pays ont des modèles très rudimentaires en termes de matières (p. ex. : pas ou peu de distinctions des matières) ou d'industries (p. ex. : Italie, cinq industries seulement) (Hoekstra et Van den Bergh, 2006).

4.1.1 Description des tableaux entrées-sorties physiques

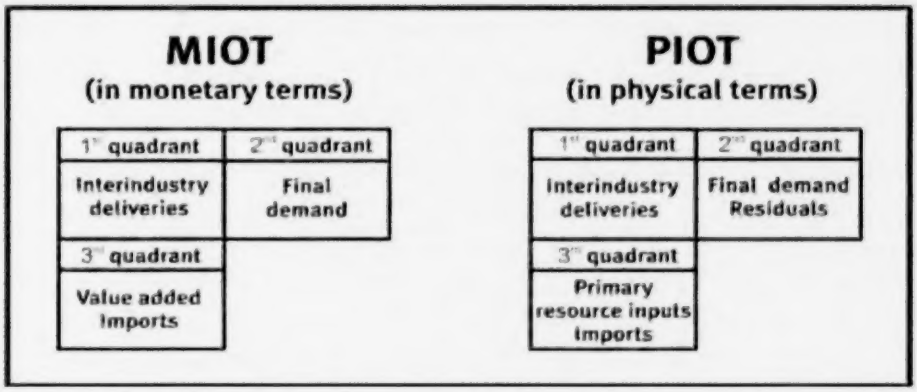
Deux types d'analyse sont à la base des modèles en unités physiques I-O. En effet, on peut distinguer les flux physiques selon leur origine (ressources ou *supply*) ou leur destination (emplois ou *use*). Ces tableaux peuvent être mis côte à côte pour constituer un seul tableau « global » ressources-emplois, soit un *physical supply-use table* (PSUT). Les tableaux physiques d'intrants (emplois) et d'extrants (ressources) sont asymétriques : les produits et les matières sont sur les lignes, alors que les secteurs productifs et les catégories de la demande finale sont en colonnes. L'intégration des deux tableaux asymétriques d'intrants et d'extrants forme un tableau entrées-sorties physique. Le tableau entrées-sorties physique complet et symétrique peut être exprimé de deux façons. Premièrement, il peut donner les flux matériels intersectoriels (tableau *industries* X *industries*). Deuxièmement, il peut aussi être exprimé selon les matières et donner ainsi les liens quantitatifs entre les matières (tableau *matières* X *matières*) (Pedersen et De Haan, 2006, p. 26)[24].

Dans le *Handbook on Input-Output Economics in Industrial Ecology*, Giljum et Hubacek expliquent bien les fondements et les applications des tableaux entrées-sorties physiques (Giljum et Hubacek, 2009, p. 4). La figure 4 illustre les relations existantes entre les tableaux entrées-sorties physiques par rapport aux tableaux entrées-sorties monétaires. Tous les flux des tableaux entrées-sorties physiques sont exprimés en termes physiques, tandis que ceux des tableaux entrées-sorties monétaires sont en termes monétaires. Outre l'analogie de base avec les MIOT, le modèle PIOT est basé sur le principe d'équilibre des masses, ainsi les poids des intrants devront égaler ceux des extrants, moins les stocks accumulés (Pedersen et De Haan, 2006, p. 24).

---

[24] La transformation de PSUT en PIOT ou en MIOT se fait à l'aide de diverses hypothèses et techniques.

Figure 4
Structure simplifiée, MIOT et PIOT



Source : Giljum et Hubacek, 2009, p. 5.

Les flux de biens intermédiaires (p. ex. : relations inter-industries) sont représentés dans le 1er quadrant, pour les PIOT et les MIOT. Les deux principales contributions des PIOT relativement aux MIOT sont représentées dans les 2e et 3e quadrants. Premièrement, l'environnement est « physiquement » intégré en tant que bassin d'intrants de matières premières (3e quadrant). De plus, le 2e quadrant tient compte des résidus en tant qu'extrants (p. ex. : matières résiduelles solides). Il est primordial de souligner que les flux de matières ayant une valeur nulle (ex : cendre d'incinérateur), voire négative, sont considérés dans les PIOT, alors qu'ils sont évacués des MIOT. Pour cette raison, entre autres, il est impossible de passer simplement d'une forme à l'autre en dérivant les PIOT par la multiplication des MIOT avec un vecteur de prix (par tonnes d'intrants). La précision des estimations pourrait être affectée étant donné la variabilité des prix et l'agrégation de secteurs économiques et de types de résidus à l'intérieur de catégories hétérogènes. Malgré ces problèmes techniques, notons cependant qu'en pratique, les quantités physiques pour certaines données des PIOT peuvent être estimées en utilisant les MIOT.

Par ailleurs, Hoekstra et Van den Bergh (2006, p. 376) proposent des sources complémentaires de données, dont les comptes d'énergie, les statistiques sur les matières résiduelles, les statistiques de production, les données sur le recyclage, les statistiques de commerce international, etc. La construction de PIOT requiert ainsi une combinaison de statistiques économiques en unités monétaires et de statistiques environnementales en unités physiques (Eurostat 2001).

Un tableau entrées-sorties physique de type PIOT est composé en fait de plusieurs sous-tableaux. Le tableau d'intrants physiques donne les flux physiques (matières premières ou produits); ces intrants i) servent d'intrants dans la consommation intermédiaire; ii) sont consommés dans la demande finale; iii) sont associés à la balance commerciale physique et iv) décrivent les variations dans les stocks. Les extrants (produits ou résidus) de chacune des activités économiques sont répertoriés dans un tableau d'extrants physiques. Finalement, notons qu'il est aussi possible, voire souhaitable, de décomposer un tableau complet en plusieurs sous-tableaux décrivant certains flux de matières spécifiques. Cette possibilité permet, par exemple, de se concentrer sur certains problèmes environnementaux et sur les spécificités qui leur sont rattachées (p. ex. : types de matières particulièrement polluantes, industries génératrices d'émissions polluantes).

4.1.2 Évaluation selon les critères et avantages-désavantages en général

Voyons comment le modèle entrées-sorties se situe en regard des cinq critères spécifiques, puis en termes de ses avantages et de ses désavantages en général.

4.1.2.1 Critères spécifiques

a) Applicabilité

Les PIOT sont plutôt complexes et leur implantation nécessite une quantité de ressources humaines et financières considérables. Ainsi, selon Stahmer et autres (1996), les coûts de comptabilisation d'un tableau entrées-sorties complet de type PIOT seraient équivalents à la comptabilisation des comptes entrées-sorties monétaires. Statistique Canada estime que l'implantation de tableaux PIOT représenterait plusieurs millions de dollars annuellement (Statistique Canada, 2006b, p. 79).

Outre les coûts d'implantation, la conversion des tableaux monétaires en tableaux physiques pose problème. En effet, la conversion directe d'un MIOT en un PIOT est impossible, puisque les comptes physiques incorporent les éléments n'ayant pas de valeur monétaire (résidus solides, liquides et gazeux) qui ne sont pas comptabilisés dans les comptes monétaires (Giljum et autres, 2004, p. 20). Le développement des PIOT nécessite le recours à plusieurs stratégies d'estimation des données manquantes. Outre ce problème, la comptabilisation des matières résiduelles et des émissions est compliquée par d'autres facteurs dus au manque de consensus

entre les chercheurs sur la façon de les considérer dans ce modèle. Selon nous, l'applicabilité de ce cadre pour l'élaboration d'un CMRS québécois serait donc problématique.

b) Comparabilité

La comptabilisation des PIOT est récente et sa méthodologie est loin d'être standardisée au niveau international. La méthodologie qu'Eurostat a commencé à élaborer principalement sur la base des modèles de l'Allemagne et du Danemark, des pionniers dans le domaine, et la brève mention des tableaux PIOT dans le SCEE 2003 ne suffisent pas à assurer une harmonisation des concepts et méthodes. La comparabilité est donc limitée. Ceci se reflète aussi dans le petit nombre de pays (six) ayant implanté ces tableaux : l'Allemagne, le Danemark, les Pays-Bas, la Finlande, l'Autriche et l'Italie. Dans un rapport concernant le développement d'une balance commerciale en unités physiques pour l'Europe, Hubacek et Giljum expliquent certaines des disparités entre les PIOT existants (Hubacek et Giljum, 2001, p. 19).

Premièrement, les secteurs utilisés ne sont pas les mêmes (nombre et agrégation). De plus, la manière de considérer les matières résiduelles a fait l'objet de débats ces dernières années entre les chercheurs (Hubacek et Giljum, 2003; Suh, 2004; Dietzenbacher, 2005; Weisz et Duchin, 2004). Par exemple, Hubacek et Giljum (2003) allouent la quantité totale de matières résiduelles générées en proportion des intrants primaires de chaque secteur, puis attribuent les matières résiduelles aux différentes catégories de la demande finale en proportion des contributions des secteurs économiques dans la demande finale. Selon Suh (2004, p. 11), leur méthode donnerait un tableau PIOT incohérent au regard de l'équilibre des masses.

Enfin, selon Dietzenbacher, il semble plus approprié d'allouer les quantités de résidus générées selon la production directe et indirecte pour satisfaire la demande finale à l'aide de la matrice inverse de Leontief (Dietzenbacher, 2005, p. 13). En somme, la bonne façon de comptabiliser les résidus dans un tableau entrées-sorties physique est loin d'être clairement établie. Le nombre restreint d'applications et le manque de standardisation méthodologique font en sorte que la comparabilité internationale constitue une faiblesse importante de ce modèle.

c) Désagrégation

Généralement, à l'égard du degré de désagrégation des secteurs générant les flux de résidus, le modèle PIOT est plus détaillé que le modèle MFA, mais moins que les modèles NAMEA et WIO. Toutefois, ce modèle permet d'obtenir de l'information quant aux flux

intersectoriels de matières en unités physiques, de sorte que les flux de matières réabsorbées entre les différents secteurs sont comptabilisés. Concernant la classification des types de matières résiduelles solides comptabilisées, certains PIOT présentent des catégories de résidus fortement agrégées (p. ex. : Italie, Finlande) diminuant les possibilités d'analyse du modèle (Hoekstra et Van den Bergh, 2006, p. 377). Les différences en ce qui a trait à la classification, tant des secteurs économiques que des catégories de matières, sont généralement dues à la disponibilité des données pour chaque pays[25].

d) Indicateurs

Plusieurs utilisations sont possibles pour les tableaux entrées-sorties physiques. Ainsi, tout comme le modèle MFA, le modèle PIOT comptabilise les flux de matières entre les sphères économique et environnementale. Cependant, le modèle PIOT fournit des informations supplémentaires en « ouvrant la boîte noire » de la sphère économique en associant les flux de matières aux différents secteurs économiques. Ceci permet d'examiner les relations entre les intrants, les produits et les résidus de chaque secteur. Ensuite, l'efficacité des processus de production peut être analysée en termes de quantité de matières utilisées pour la production d'une certaine quantité de biens (Giljum, 2006). De plus, les connexions entre les variables économiques (MIOT) et les variables physiques (PIOT) permettent la comparaison de la performance économique (valeur ajoutée) d'un secteur selon sa performance environnementale (notion d'éco-efficience) (Giljum et Hubacek, 2009, p. 13). Enfin, à l'aide d'outils propres à l'analyse entrées-sorties, comme la matrice inverse de Leontief, il est possible de calculer les flux indirects de matières générés par la chaîne de production et de les attribuer aux catégories de la demande finale (Giljum, 2006, p. 18). Somme toute, plusieurs utilisations seraient possibles à des fins d'analyse, dont l'analyse de décomposition structurelle que nous verrons plus en détail lors de la description du modèle NAMEA (OCDE, 2008d, p. 52).

e) Compatibilité

Comme tous les modèles entrées-sorties, les PIOT sont compatibles avec le SCN, car ils utilisent la même structure que les tableaux entrées-sorties monétaires. Par contre, bien que

[25] La disponibilité des données détermine grandement la classification des types de matières. Habituellement, les données sont comptabilisées selon la classification nationale des résidus (p. ex. : Europe).

certaines données des PIOT soient dérivées des MIOT, la simple conversion à l'aide d'un vecteur de prix n'est pas possible.

4.1.2.2 Avantages-Désavantages

a) Avantages

Tout comme le modèle MFA, le modèle PIOT respecte le principe d'équilibre des masses et il fournit ainsi toute l'information sur les flux de matières résiduelles entre l'économie et l'environnement. Par contre, il a aussi l'avantage de comptabiliser ces flux selon les secteurs économiques (Eurostat, 2001, p. 63). Cela permet notamment de mesurer des ratios d'éco-efficience pour chacun des secteurs. Les analyses peuvent se faire, par exemple, en représentant des sous-tableaux spécifiques à certains flux de matières. Enfin, il est possible de procéder à une analyse de décomposition structurelle à partir des données d'une PIOT (OCDE, 2008d, p. 52). Ce type d'analyse sera davantage expliqué dans la section 6 du présent rapport.

b) Désavantages

Giljum et Hubacek (2009, p. 8) dressent un bon portrait des limites des PIOT. Tout d'abord, ces auteurs rappellent que la méthodologie de comptabilisation des PIOT n'est pas encore standardisée. Les PIOT développés jusqu'à présent diffèrent significativement entre eux à l'égard de plusieurs éléments (nombre de secteurs, agrégation des groupes de produits, matières incluses ou exclues), et ces différences compliquent la comparaison internationale. Enfin, ces auteurs font allusion aux coûts élevés d'implantation des tableaux entrées-sorties physiques. Ils rappellent que c'est une tâche ardue qui nécessite des données très désagrégées et détaillées (ex : l'eau utilisée par les secteurs industriels et les ménages). Lors d'une conférence internationale sur les techniques entrées-sorties en 2000, Stahmer (2000) a évoqué une faiblesse supplémentaire des PIOT. Il rappelle que l'importance du secteur des services dans le SCN est disproportionnée par rapport à leur importance dans un tableau exprimé en unités physiques, où ce secteur est sous-représenté. Ainsi, la comptabilisation de leurs extrants selon leur poids dresse un portrait insuffisant du secteur des services qui, dans les pays industrialisés, prend de plus en plus d'importance sur le plan économique (Stahmer, 2000, p. 5). Par ailleurs, l'hétérogénéité des matières résiduelles provenant du secteur des services doit être prise en compte dans la classification du CMRS, autant pour les secteurs générateurs que pour les types de résidus.

4.2 Modèle entrées-sorties des flux résiduels (*Waste Input-Output* ou WIO)

Le modèle WIO, développé par Nakamura et Kondo (2002), est basé sur les travaux de Leontief (1970, 1972) dans lesquels il développa un modèle entrées-sorties physique tenant compte de l'interdépendance des secteurs produisant et traitant les émissions polluantes. Dans le contexte où l'on cherche à analyser la gestion des résidus, la principale lacune du modèle de Leontief réside dans l'hypothèse d'une correspondance unique entre un type de résidus et son traitement. Le tableau entrées-sorties ainsi généré est carré, ou symétrique, avec un nombre égal de types de traitements et de matières résiduelles à traiter (pour Leontief, des polluants).

Évidemment, tel que souligné par Nakamura et Kondo (2002, p. 40), cette « restriction » n'est pas réaliste dans le contexte de la gestion moderne des matières résiduelles où ces dernières peuvent être traitées de multiples façons, ensemble ou séparément. C'est dans cette optique que le modèle WIO a été développé, en intégrant le concept d'analyse de cycle de vie (ACV). Ce modèle peut donc être appliqué avec n'importe quelle combinaison de méthodes de traitement et de types de résidus.

Le modèle WIO intègre l'interdépendance entre les flux de biens et les flux de matières résiduelles. L'analyse entrées-sorties a été originalement développée pour représenter les flux intersectoriels de biens et services sans tenir compte des flux de matières résiduelles et d'émissions générées par la production et la consommation. Le modèle WIO vise à corriger cette faiblesse en greffant une analyse de cycle de vie à un tableau I-O hybride. Ainsi, les aspects qualitatifs des flux de matières résiduelles sont considérés. De plus, le traitement des résidus est de nature dynamique : les relations entrées-sorties sont déterminées par les quantités et les types de résidus générés, ainsi que par leur traitement. La nature dynamique est intégrée à l'aide d'un modèle de processus d'ingénierie appliqué à la gestion des matières résiduelles. C'est dans l'esprit de l'analyse hybride ACV d'exploiter les complémentarités entre l'analyse entrées-sorties et les modèles de processus d'ingénierie. L'aspect dynamique du modèle WIO (à ce stade, on parlera même de méthodes ou de techniques d'analyse) permet de considérer différents scénarios en termes d'allocation des résidus vers les traitements disponibles. Par exemple, on pourrait faire l'hypothèse d'une nouvelle politique d'incinération de tous les résidus inflammables. Tous les autres résidus seraient répartis également entre l'enfouissement et le déchiquetage. Les hypothèses sur les divers scénarios pourront alors être définies dans des matrices S (pour *sorting*) qui serviront à déterminer les pourcentages d'allocation des matières résiduelles entre les

traitements disponibles. On utilisera la matrice S afin de dériver une matrice de coefficients donnant les nouvelles relations matières résiduelles-processus de traitement. En guise d'illustration, considérons l'exemple simple où il ne serait pas possible de recycler le papier (p. ex. : enfouissement, incinération). Évidemment, ceci aurait des répercussions directes sur les intrants utilisés par l'industrie des pâtes et papier, cette dernière utilisant beaucoup de résidus de papiers. Dans ce cas, il y aurait des effets intersectoriels importants (p. ex. : bois). Au total, on pourra obtenir les effets des scénarios de traitements sur les flux entrées-sorties de biens-services de même que sur les matières résiduelles générées.

Notons que Nakamura et autres (2007), au Japon, ont appliqué le modèle WIO au modèle MFA. Ils ajustent ainsi le modèle WIO afin de respecter le principe d'équilibre des masses, à la base du modèle MFA, qui n'était pas satisfait dans sa version originale.

Le modèle WIO a été développé de multiples façons au moyen de tableaux entrées-sorties japonais, de données sur le traitement des matières résiduelles et d'un modèle d'ingénierie de gestion des matières résiduelles. Plus spécifiquement, le tableau WIO-national japonais comprend 80 industries, 10 méthodes de traitements et 40 types des résidus. Puisque le tableau original est à une échelle trop grande pour être représenté dans la présente étude, une version agrégée est illustrée ci-dessous (tableau 3) avec 13 secteurs producteurs de biens, trois types de traitements de résidus et 13 types de résidus.

Tableau 3
WIO pour le Japon, 1995

	AGRC	*MING*	*FOOD*	*WOOD*	*CHEM*	*CMNT*	*METL*	*METP*	*MCHN*	*CNST*	*UTIL*	*SRVC*	*TRNS*	*INCN*	*LNDF*	*SHRD*	*FNLD*	*Total*
Interindustry flow of goods[a] (units: billion yen)																		
AGRC	1,716	1	7,660	709	142	1	0	0	154	136	0	1,097	2	0	0	0	4,198	15,816
MING	0	3	0	8	132	607	47	2	2	801	42	1	0	0	0	0	23	1,669
FOOD	1,081	7	7,268	123	276	27	1	41	293	202	7	6,784	107	0	0	0	33,773	49,991
WOOD	184	7	1,305	7,295	707	247	6	246	1,350	4,046	130	9,808	724	0	0	0	3,883	29,938
CHEM	914	31	1,829	1,346	13,170	323	337	663	5,528	2,346	934	8,115	3,539	62	14	1	11,334	50,485
CMNT	20	0	176	98	207	960	121	127	1,002	5,610	17	400	3	0	0	0	965	9,708
METL	0	0	0	0	34	13	1,365	4,684	215	2	0	3	0	0	0	0	176	6,491
METP	23	28	910	445	449	198	4	8,818	9,612	10,369	29	846	105	0	0	0	3,865	35,701
MCHN	84	12	175	86	68	36	0	125	40,766	1,837	27	6,638	590	122	13	24	79,693	130,295
CNST	50	11	138	130	271	136	55	287	374	225	1,142	4,643	628	0	158	0	80,030	88,277
UTIL	71	45	787	575	1,417	358	323	877	1,363	565	2,304	5,899	905	− 24	10	20	7,760	23,256
SRVC	1,500	207	6,907	4,038	7,740	1,423	809	4,066	20,113	14,471	3,559	67,128	15,028	13	2	1	280,205	427,211
TRNS	728	408	1,828	1,308	1,481	811	387	1,147	2,785	5,108	529	17,123	6,443	0	0	0	24,533	64,618
Net generation of waste[b] (units: 1,000 tons)																		
grb	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5,999	0	0	0	0	10,000	15,999
pap	191	10	560	− 11,718	525	292	108	387	1,113	1,322	182	9,366	910	0	0	170	17,634	21,052
pls	258	4	392	606	− 1,006	77	7	709	902	1,021	39	2,571	280	0	0	263	4,330	10,451
metl	3	1	37	134	− 84	10	− 40,147	2,570	5,443	7,596	14	542	47	0	0	3,118	22,917	2,200
gls	3	1	− 4,403	34	137	− 2,136	97	331	211	1,772	64	5,354	53	0	0	0	3,457	4,974
wod	19,854	0	1,454	2,627	90	0	0	0	0	3,235	0	175	0	0	0	1,091	857	29,382
ash	0	4,716	222	987	1,592	− 11,632	2,212	15,120	1,784	− 9,182	4,759	40	5	4,173	0	0	0	14,797
slg	− 5,743	4,514	2,431	7,027	4,022	− 990	334	1,372	695	11,752	3,843	381	33	0	0	0	0	29,670
oil	6	3	1,376	155	856	91	369	1,601	1,869	87	20	987	159	0	0	0	0	7,580
cons	0	139	23	33	204	341	211	657	463	14,190	154	681	380	0	0	0	0	17,478
blk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,282	3,282
vhc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,885	3,885
dst	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,858	0	1,858

[a] AGRC = agriculture, forestry, and fishery; MING = mining; FOOD = food, feed, and beverage; WOOD = wood, pulp, and paper; CHEM = chemical industry; CMNT = cement, earthen, and glass; METL = basic metals; METP = metal products; MCHN = machinery; CNST = construction and civil engineering; UTIL = electricity, gas, and water; SRVC = service; TRNS = transport and communication; INCN = incineration; LNDF = landfilling; SHRD = shredding; FNLD = final demand.

[b] *grb* = garbage; *pap* = waste paper and textile; *pls* = waste plastics; *metl* = metal scraps; *gls* = waste glass and ceramics; *wod* = plant and animal waste; *ash* = ash, dust, and slag; *slg* = sludge; *oil* = waste oil, acid, and alkali; *cons* = construction debris; *blk* = bulky waste; *vhc* = discarded automobiles; *dst* = shredder dust.

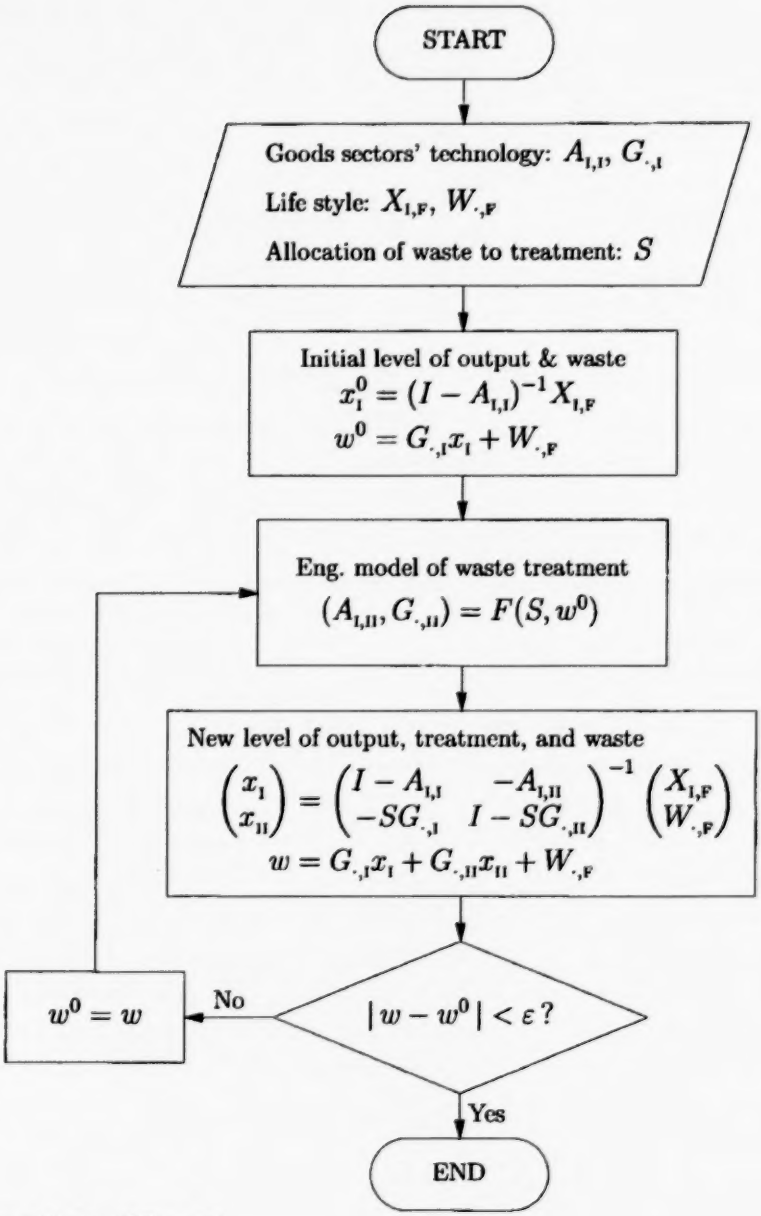
Source : Kondo et Nakamura 2002, p. 49.

Dans la partie monétaire du tableau, on intègre les flux intersectoriels (matrice I-O traditionnelle 13 X 13, coin supérieur gauche), les types de traitements disponibles (matrice 13 X 3, trois colonnes suivant les 13 secteurs) et la demande finale (FNLD). Dans la partie physique du tableau, on considère les types de résidus en fonction des secteurs (matrice résidus-secteurs en milliers de tonnes, 13 X 13, coin inférieur gauche), les résidus créés par les traitements (matrice 13 X 3, trois colonnes suivant les 13 types de résidus) et les résidus créés par la demande finale (colonne *FNLD*). Tous les nombres sont en termes nets. Un signe négatif signifie qu'un secteur recycle ou réutilise plus d'une matière qu'il ne crée de résidus. Par exemple, le secteur des métaux (*METL*) a une génération négative nette de métaux (- 40 147 000 tonnes) étant donné qu'il réutilise plus de résidus métalliques qu'il n'en génère. Les secteurs de traitement sont considérés comme des industries à part entière mettant en relief leurs interrelations avec les autres secteurs industriels dans les tableaux entrées-sorties. Par exemple, le secteur de l'incinération (*INCN*) produit davantage d'électricité qu'il n'en consomme (*UTIL* = -24 milliards de yens). Ce même secteur utilise des produits chimiques (CHEM = 62), de la machinerie

(MCHN = 122) et des services (SRVC = 13) et génère des cendres (ash = 4 173 milliers de tonnes).

Le modèle WIO est résumé schématiquement à la figure 5. Le modèle est itératif et se lit du haut vers le bas. Ainsi, les conditions initiales en ce qui a trait à la technologie et à la demande finale mèneront à une première « ronde » de production et de génération de résidus (premier rectangle). Les résidus ainsi générés seront l'objet de différents « traitements » (deuxième rectangle) et, selon ces derniers, il y aura une nouvelle ronde de production, de génération de résidus et de traitement (troisième rectangle). Au total, selon les technologies employées et la nature des résidus, les quantités restantes de ceux-ci (w, losange final) pourront différer de la quantité initiale de résidus (w^0). Si la quantité restante de résidus est suffisamment grande selon des critères donnés, alors cette quantité retourne dans le système par le troisième niveau (rectangle), qui définissait les traitements disponibles et utilisés. Il y aura donc des rondes subséquentes de traitement, de production et de génération de résidus jusqu'à ce que la quantité restante de résidus soit jugée trop petite pour qu'il y ait une autre itération.

Figure 5
Modèle WIO



Source : Nakamura et Kondo, 2002, p. 57.

4.2.1 Évaluation selon les critères et avantages-désavantages en général

Cette section présente l'évaluation du modèle WIO selon les cinq critères spécifiques et en termes d'avantages et de désavantages du modèle en général.

4.2.1.1 Critères spécifiques

a) Applicabilité

Le modèle WIO est une extension du modèle entrées-sorties traditionnel. Il est complexe à implanter et les coûts sont probablement élevés. La complexité relève, entre autres, des nombreux calculs nécessaires pour obtenir les matrices de génération et de traitement des matières résiduelles. Les données ne sont donc pas directement compilées (p. ex. :. sur le terrain), mais plutôt déduites des processus de transformation et de production. De nombreuses expertises sont donc nécessaires pour élaborer un tel modèle : procédés d'ingénierie, informatique, mathématique, économique, etc. Par contre, il faut noter la possibilité de suppléer aux calculs et de favoriser une approche mixte où les points de départ du modèle seraient respectés, mais où les calculs d'allocation seraient remplacés par d'autres moyens. Par exemple, nous pourrions remplacer les calculs sur l'allocation des traitements par des données réelles. Dans le cas où il y aurait application complète du modèle, il faudrait étudier les particularités du Québec en termes de gestion des résidus (p. ex. : traitements et liens avec les industries) afin de développer la matrice d'allocation de traitement des matières résiduelles.

b) Comparabilité

À notre connaissance, le seul exemple d'application est celui de l'expérience japonaise et, par conséquent, la comparabilité internationale de ce système est très limitée. De plus, les données générées par ce modèle sont propres au contexte japonais. Toutefois, des liens peuvent être faits comme, par exemple, l'utilisation de tableaux entrées-sorties, qui sont utilisés autant dans les cadres PIOT que NAMEA. Le fait d'utiliser l'analyse entrées-sorties assure tout de même une certaine comparabilité due à l'utilisation de techniques similaires (p. ex. : matrice inverse de Leontief).

c) Désagrégation

Parce qu'il est très désagrégé, l'élaboration du modèle WIO nécessite des recherches approfondies. Tout d'abord, la comptabilisation des matières résiduelles générées ne considère

pas seulement les types de matières par industrie, mais aussi les types de matières résiduelles créées selon plusieurs traitements possibles. Par contre, il est important de noter que le recyclage n'est pas explicitement considéré, mais qu'il est intégré dans les flux intersectoriels, entre autres. En effet, bien que le recyclage diminue les flux de matières entre l'économie et l'environnement par le biais d'un prolongement de la durée de vie des matières et d'une diminution de l'extraction des matières premières, le modèle WIO considère qu'elles finiront éventuellement dans un centre de traitement ou d'élimination. Le fait de ne pas considérer le recyclage de façon explicite constitue un désavantage du modèle.

Mis à part ce désavantage, le modèle est très exhaustif. Par exemple, il tient compte du fait que le traitement par déchiquetage convertit les biens durables rejetés (automobiles, appareils ménagers et résidus encombrants) en plusieurs types de matières résiduelles : métaux, bois, plastique, etc. (Nakamura et Kondo, 2002). Aussi, les quantités de matières résiduelles réabsorbées dans l'économie sont allouées par type de matières et par industrie (au final, le recyclage est donc considéré, mais seulement en termes de flux intersectoriels de résidus).

Toutes les allocations (types de matières, traitements, secteurs de production) sont faites grâce à des calculs matriciels (matrice d'allocation S, matrice inverse de Leontief). Les allocations sont faites au moyen de coefficients techniques relatifs à la production et à la nature et à la provenance des résidus, etc. Quoique le degré d'incertitude risque d'être élevé, on peut ainsi dériver les quantités de résidus générés directement et indirectement par la production unitaire d'une industrie donnée (Nakamura et Kondo, 2002)[26]. Finalement, ce modèle tient compte de la complexité du traitement des matières résiduelles. Par exemple, la composition des résidus à traiter influence les caractéristiques d'allocation. De plus, on considère la nature dynamique des processus de traitement des matières résiduelles (p. ex. : transformation des résidus solides en gaz).

---

[26] Par contre, on peut penser que, pour ce faire, les industries doivent être définies de façon assez spécifique afin d'assurer une bonne homogénéité des produits et processus de production. De plus, certaines imprécisions semblent inhérentes à cette méthode. En effet, les entreprises pourraient produire les mêmes biens avec différentes technologies et donc générer des quantités et des types de résidus différents. Finalement, certains résidus pourraient être transformés dans des entreprises, tandis qu'ils seraient simplement vendus et donc mis sur le marché par d'autres. À la limite, ces situations pourraient même dépendre de la conjoncture sur les marchés. En fin de compte, comme mentionné plus tôt, la dérivation de données par des méthodes indirectes pourra causer de l'incertitude statistique.

d) Indicateurs

Étant donné la grande désagrégation du modèle WIO, il a un grand potentiel en termes de développement d'indicateurs pertinents pour la gestion des matières résiduelles. Par exemple, une extension du modèle WIO a été développée en tant que modèle de décision : le *waste input-output model linear programming* (WIO-LP). Celui-ci fournit un cadre systématique pour choisir une gestion « optimale » des matières résiduelles (Nakamura et Kondo, 2005). Notons aussi que le modèle WIO crée une valeur ajoutée dans l'analyse d'éco-efficience (émissions par unité d'extrant). En effet, au lieu de limiter l'analyse à des agrégats économiques et environnementaux sans tenir compte de la composition de la demande finale, on pourra étudier précisément, par exemple, les impacts environnementaux des changements dans la composition de la consommation des ménages. Ainsi, la prise en compte du cycle de vie permet d'évaluer les effets sur les rejets de matières résiduelles du prolongement de la durée de vie d'un appareil ménager selon un système particulier de gestion des matières résiduelles (Nakamura et Kondo, 2005). De plus, différents scénarios alternatifs de gestion des matières résiduelles solides peuvent être analysés à l'aide de ce modèle. En somme, il existe de multiples possibilités en termes d'élaboration et d'évaluation de politiques publiques relatives aux matières résiduelles.

e) Compatibilité

Le modèle WIO est compatible avec les tableaux entrées-sorties. Par contre, les données nécessaires pour développer le modèle ne sont pas directement disponibles et doivent être dérivées par les calculs décrits plus tôt, comme par le biais de l'ACV.

4.2.1.2 Avantages-Désavantages

a) Avantages

L'avantage le plus important réside dans le niveau de désagrégation de ce modèle. Les données générées sont nombreuses, détaillées et modélisables à des fins d'analyse malgré les inconvénients décrits plus haut inhérents à l'utilisation des données indirectes (section 2.3, p. 27). Étant donné ce niveau de désagrégation, il y a un grand potentiel de développement d'indicateurs. Ceux-ci seraient dotés d'une grande valeur ajoutée comparativement aux indicateurs développés ailleurs dans le monde. De plus, le modèle a l'avantage d'intégrer l'analyse de cycle de vie de façon à prendre davantage en compte l'aspect qualitatif des matières résiduelles. Ainsi, les particularités des composantes des produits sont alors prises en compte et les impacts

environnementaux sont plus clairs relativement aux autres modèles. Finalement, il faut souligner la façon dont le modèle considère la complexité du traitement des matières résiduelles (p. ex. : types de matières résiduelles = différents traitements et processus d'élimination chimiques et physiques).

b) Désavantages

Bien que ce modèle soit le plus complet présenté dans cette étude, la complexité et la difficulté de sa concrétisation (entièrement estimé) constituent des obstacles majeurs à son implantation. De plus, la comparabilité à l'international est limitée étant donné que le cas japonais est la seule application connue du modèle WIO. Par contre, en fin de compte, on obtient des tableaux entrées-sorties similaires aux autres modèles connus compatibles avec la comptabilité nationale.

Finalement, le recyclage n'est pas considéré séparément de la génération étant donné que le modèle WIO n'analyse que la génération nette de matières résiduelles. L'idée derrière cette façon de procéder est que même si les matières résiduelles sont réintégrées dans la sphère économique, elles finiront un jour dans un centre de traitement ou d'élimination. Le fait de ne pas considérer explicitement le recyclage est, selon nous, un désavantage du modèle WIO pour l'implantation d'un CMRS québécois. En effet, plusieurs objectifs de la Politique québécoise de gestion des matières résiduelles 2010-2015 sont exprimés en fonction du recyclage de certains types de matières[27].

4.3 Matrice des comptes nationaux incluant des comptes environnementaux (*National Accounting Matrix including Environmental Accounts* ou NAMEA)

Le modèle NAMEA est un système statistique hybride, monétaire et physique, combinant le SCN et les comptes de flux environnementaux. L'information monétaire provenant des comptes nationaux est associée à des tableaux ressources-emplois (*supply-use*) physiques portant

[27] Le projet de la Politique vise à ramener la quantité de matières éliminées à 700 kilogrammes par habitant (MDDEP, 2009a). Le gouvernement du Québec mise sur la réduction à la source et le réemploi afin de n'éliminer que les matières n'ayant plus de potentiel de valorisation. Selon cette perspective, le fait de ne pas considérer le recyclage explicitement n'est pas un désavantage en soi étant donné que cet objectif ne fait pas référence aux quantités de résidus recyclés. Par contre, les autres objectifs du projet de la Politique sont en termes de recyclage. Par conséquent, un CMRS québécois devrait considérer le traitement du recyclage de façon explicite pour rendre compte des résultats en vue de ces objectifs.

sur les ressources naturelles, les biens et services et les matières résiduelles (Pedersen et de Haan, 2006). Les comptes physiques sont combinés aux comptes monétaires en une seule matrice, généralement représentée sous la forme entrées-sorties.

Les comptes de flux physiques du modèle NAMEA se concentrent principalement sur les flux d'intrants depuis la sphère environnementale (p. ex. : ressources naturelles) vers la sphère économique et sur les flux d'extrants depuis la sphère économique (p. ex. : émissions) vers la sphère environnementale. Ainsi, ces comptes complètent les comptes nationaux par de l'information qui n'est habituellement pas intégrée dans les transactions du marché (De Haan et Kee, 2004). En fait, les comptes nationaux peuvent être complétés par deux types de comptes environnementaux : un compte pour les substances et un compte pour les thèmes environnementaux (p. ex. : pluies acides, changements climatiques, etc.).

Le compte pour les substances fournit de l'information sur l'origine et la destination de flux spécifiques de polluants (gazeux, liquides ou solides). Ces polluants peuvent provenir des ménages, des activités économiques ou d'autres sources (ex : émissions provenant des sites d'enfouissement). Quant au compte sur les thèmes environnementaux, les substances y sont regroupées selon leur type de pressions environnementales. Les problèmes environnementaux peuvent être reliés à l'environnement global, national ou local. Afin de déterminer la contribution de ces substances à un même thème, les unités d'émission de ces polluants sont converties en unités comparables de manière à les additionner (par exemple, des tonnes d'équivalent CO_2). Les deux types de compte sont interconnectés étant donné que le bilan des émissions de chacune des substances est en même temps un élément de la matrice du compte des thèmes environnementaux.

Les origines de la comptabilisation hybride découlent des travaux de Leontief (1970), mais le cadre théorique NAMEA a été développé par Statistics Netherlands. Le premier compte du modèle NAMEA néerlandais a été complété en 1993 (Keuning, 1993). Si d'autres applications NAMEA ont aussi été développées ailleurs en Europe, l'exemple néerlandais demeure la norme dans ce domaine. Le groupe conjoint d'Eurostat et de l'Association européenne de libre-échange (AELE) a contribué à améliorer la comparabilité des comptes de matières résiduelles solides NAMEA en publiant un document de travail sur le développement de ce modèle (Pasquier,

2003). Nous allons donc nous limiter à l'exposition de l'exemple néerlandais et du cadre proposé par le groupe conjoint Eurostat et AELE dans la présente section.

Le tableau 4 présente une matrice NAMEA intégrant les comptes économiques et environnementaux. Par exemple, le secteur économique de l'agriculture, des pêches et des mines utilise comme intrant 28,4 milliards d'unités monétaires du secteur des manufactures, de l'électricité et de la construction et produit 35,24 millions de tonnes de matières résiduelles.

Tableau 4
Exemple de tableau entrées-sorties hybride

Billions of currency units (entries in italics) or million tonnes

	Industries				Final consumption	Capital formation	ROW Exports	Total use	Residuals
	I1	I2	I3	I	C	CF	X		R
I1 Agriculture, fishing and mining	*19.1*	*96.8*	*14.0*	*129.9*	*30.9*	*2.9*	*65.7*	*229.4*	35 240
I2 Manufacturing, electricity and construction	*28.4*	*205.7*	*30.2*	*264.3*	*204.2*	*62.9*	*158.6*	*690.0*	186 680
I3 Services	*11.3*	*90.1*	*13.5*	*114.9*	*151.9*	*28.3*	*71.9*	*367.0*	57 925
I Total industries	*58.8*	*392.5*	*57.7*	*509.0*	*387.0*	*94.2*	*296.2*	*1 286.4*	279 845
M ROW Imports	*15.8*	*99.7*	*14.1*	*129.6*	*95.2*	*47.0*	*91.2*	*363.0*	5 756
Taxes on products	*3.2*	*19.0*	*3.1*	*25.3*	*24.2*	*4.8*	*15.6*	*70.0*	
Total final uses (purchasers value)					*506.4*	*146.0*	*403.0*	*1 719.4*	
Value added (basic value)	*151.6*	*178.8*	*292.0*	*622.4*					
Total production (basic value)	*229.4*	*690.0*	*367.0*	*1 286.4*					
Capital formation									72 595
Final consumption									48 206
N Natural resources	196 000	65 000		261 000	2 000		1 000		
E Ecosystem inputs	15 000	81 000	25 000	121 000	24 000		2 000		
Absorption of residuals	0 240	2 680	3 925	6 845		25 810	5 332		

Source : SCEE, 2003, p. 160.

4.3.1 NAMEA des Pays-Bas

Les Pays-Bas ont été les premiers à développer des comptes de type NAMEA. Les comptes des matières résiduelles solides sont publiés annuellement. La production de matières résiduelles solides est un élément du compte des substances contribuant au thème environnemental consacré à cette problématique (Delahaye 2006). La version initiale du CMRS NAMEA néerlandais a été améliorée pour prendre en compte les travaux d'Eurostat visant à faire progresser la comparabilité des CMRS NAMEA européens. En 2004, quatre principaux changements ont été apportés. Premièrement, le nombre de catégories de matières résiduelles a été haussé afin de respecter la classification établie par le *Règlement relatif aux statistiques sur*

les déchets (RStatD, 2002)[28]. Deuxièmement, le nombre de secteurs industriels, basés sur la Nomenclature statistique des activités économiques dans la Communauté européenne (NACE), a été augmenté, passant de 40 à 58. Troisièmement, des ajouts ont été faits afin de considérer l'importation et l'exportation de matières résiduelles. Finalement, une distinction entre les matières résiduelles avec et sans valeur monétaire est intégrée. Nous verrons le modèle actuel sans décrire plus en détail son évolution depuis 1993. Afin de décrire le CMRS NAMEA néerlandais, nous procédons d'abord à un survol de la méthodologie utilisée pour l'élaboration des tableaux ressources-emplois physiques.

Tout d'abord, tous les secteurs industriels de la NACE ne peuvent être présentés selon la structure d'un modèle NAMEA. C'est pourquoi il faut les agréger en grandes catégories : agriculture et foresterie, produits manufacturiers et chimiques, etc. L'agrégation par secteur se fait en associant les industries génératrices aux différents types de matières résiduelles[29]. Du côté des résidus, les quantités qui n'auraient pas été clairement associées à une ou à des industries, on procède à deux étapes subséquentes. Les résidus associés à des processus de production sont alloués aux industries selon les valeurs ajoutées. Les matières résiduelles indépendantes d'un processus de production (p. ex. : activités administratives) sont, quant elles, réparties par industrie selon le nombre d'employés[30].

De plus, afin d'estimer le total des matières résiduelles rejetées dans l'environnement, les quantités réabsorbées dans l'économie sont estimées. L'absorption des matières résiduelles solides dans l'économie est donnée par l'addition des quantités de matières résiduelles incinérées avec récupération de l'énergie[31] et celles qui sont recyclées ou réutilisées. Les comptes physiques doivent aussi tenir compte de lois scientifiques fondamentales, comme celle de l'équilibre des masses. Par exemple, pour être cohérents avec les comptes nationaux, les tableaux des ressources et des emplois doivent être « balancés » : le poids total de la production intérieure et des

---

[28] La Communauté européenne a adopté le RStatD en 2002 (Communauté européenne, 2002). Ce cadre commun d'élaboration de statistiques porte sur la génération, la valorisation et l'élimination des matières résiduelles. Selon ce règlement, trois classes de traitement sont considérées : l'incinération, l'enfouissement et le recyclage.

[29] Ceci est fait avec l'aide d'experts en gestion des matières résiduelles et sur la base d'une description détaillée du processus de production de chaque branche d'industrie.

[30] Comme mentionné précédemment, l'utilisation de données indirectes implique un degré d'incertitude élevé et réduit les possibilités d'analyse.

[31] En Europe, les flux de matières résiduelles incinérées sont considérés comme réabsorbés dans l'économie, car ils sont associés à une récupération d'énergie. Par contre, au Québec, l'incinération des matières n'est pas considérée comme un moyen de réabsorber les résidus dans l'économie, mais plutôt comme une voie d'élimination.

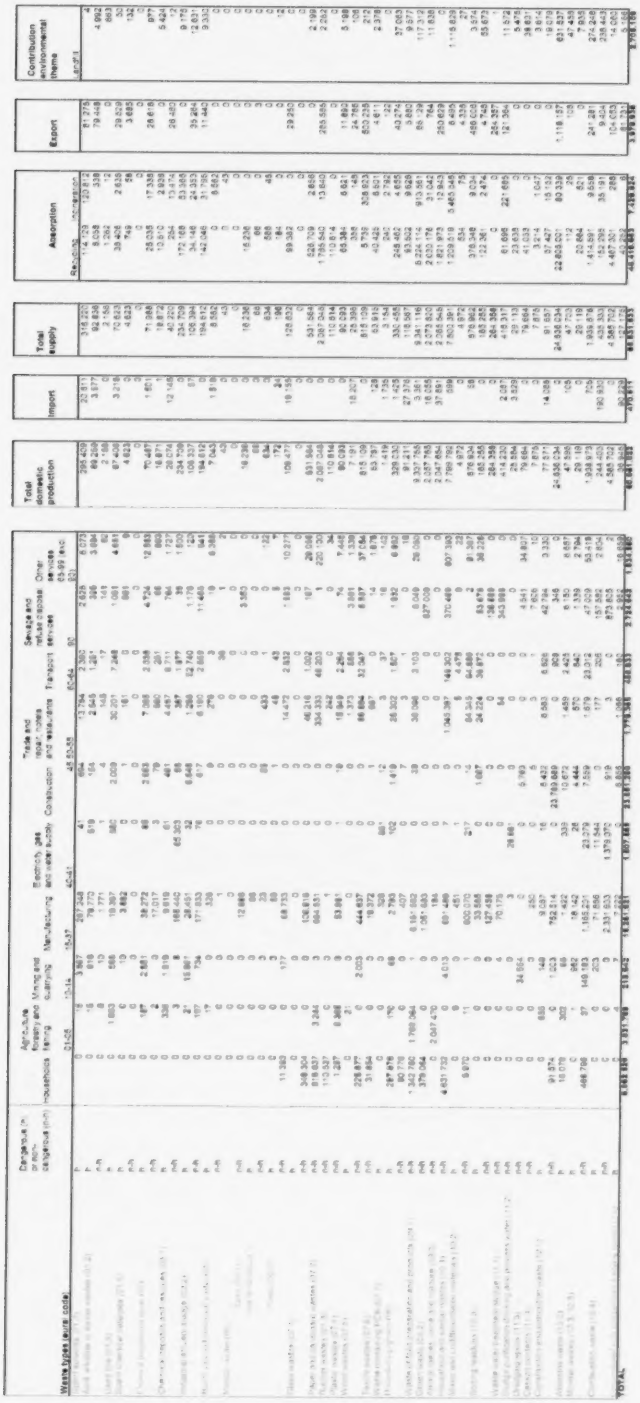
importations doit être égal au poids total des exportations et de l'absorption intérieure (matières résiduelles éliminées et traitées). Delahaye (2006) donne les détails à propos de la procédure à suivre pour balancer les tableaux. Celle-ci inclut, entre autres, des calculs informatiques d'optimisation basés sur des fonctions de Lagrange. Statistics Netherlands a d'ailleurs développé un programme informatique pour appliquer cette procédure (*WinAdjust*).

Enfin, certaines matières résiduelles ont une valeur nulle ou négative. Ainsi, les matières résiduelles possédant une valeur économique sont considérées comme des produits et ont un équivalent en unités monétaires dans les comptes nationaux. Par contre, les matières avec une valeur nulle ou négative n'apparaîtront que dans les comptes physiques. Il est nécessaire de distinguer les matières résiduelles sans valeur économique (p. ex. : déchets) de celles ayant une valeur économique (p. ex. : produits) pour assurer la cohérence des comptes NAMEA. Le manque de données afin de procéder à cette distinction peut constituer un problème. En ce sens, Delahaye (2006) fournit quelques pistes quant aux méthodes potentielles pour distinguer les matières résiduelles ayant une valeur économique à partir des comptes nationaux. Cela nécessite plusieurs transformations, dont la conversion de données monétaires des comptes nationaux en données physiques par l'utilisation d'une unité de valeur (p. ex. : euro/Kg). Les estimations du pourcentage des quantités de matières résiduelles ayant une valeur économique permettent d'estimer les quantités de matières résiduelles avec et sans valeur économique dans les tableaux ressources-emplois. Par contre, Delahaye mentionne plusieurs problèmes quant à la validité de cette méthode. Entre autres, les prix à utiliser sont problématiques étant donné les fluctuations dans le temps et la grande hétérogénéité des produits et des matières.

Toutes les procédures décrites mènent à la création d'un tableau ressources-emplois des matières résiduelles tel qu'illustré au tableau 5. Notons que de nombreux tableaux intermédiaires partiels peuvent aussi être dérivés selon la contribution à un thème environnemental précis, ou selon une ou des matières résiduelles particulières.

Tableau 5

Exemple de tableau des ressources et des emplois physique, Pays-Bas, 2003



Source : Delahaye 2006, p. 70.

4.3.2 Différences et convergences des modèles NAMEA néerlandais et d'Eurostat

Eurostat a comme principal mandat de fournir des statistiques comparables au niveau européen. Il vise donc à uniformiser les concepts, définitions et méthodes entre les pays européens. Par contre, Eurostat ne fait pas de collecte de données, cette tâche incombant plutôt aux organismes statistiques des États membres. Les données sont ensuite fournies à Eurostat[32], qui s'assure de la comparabilité des statistiques entre les différents pays. Eurostat gère les comptes environnementaux européens. Dans quelques cas, Eurostat a aussi développé un guide de compilation afin d'harmoniser et de faciliter la collecte de données (Cervigni et autres, 2005). Par exemple, cela a été le cas du modèle MFA et du modèle NAMEA appliqués aux émissions atmosphériques (Eurostat, 2001, 2003).

Selon le RStatD, les données sur la génération des matières résiduelles doivent être présentées dans un tableau allouant 45 types de matières résiduelles à 20 secteurs générateurs (p. ex. : activités économiques et ménages). Les données sur les traitements des matières résiduelles doivent être désagrégées selon 12 à 18 types de résidus dépendamment du type de traitement, comme nous allons le voir plus tard.

Quant au modèle NAMEA, un guide de compilation pour le compte d'émissions atmosphériques a été élaboré par Eurostat, alors qu'un guide analogue n'est pas encore disponible pour le compte NAMEA de matières résiduelles solides. Le rapport du groupe conjoint Eurostat/AELE est considéré comme la norme pour la comptabilisation des CMRS NAMEA européens (Delahaye, 2006; Peltoniemi et Karigl, 2007). Bien que les Pays-Bas aient intégré les recommandations de Pasquier lors des améliorations de 2004 des CMRS NAMEA néerlandais en ce qui a trait à plusieurs aspects primordiaux, il subsiste quatre principales différences entre les deux modèles.

Premièrement, les catégories de traitement ne sont pas identiques. Pasquier propose une distinction entre traitement externe (par une entreprise dont c'est l'activité principale ou secondaire) et traitement interne (à l'intérieur de l'entreprise). Son rapport propose de distinguer l'incinération, la valorisation et l'élimination (p. ex. : enfouissement), tant pour les traitements externes que les traitements internes. Toutefois, comme la réutilisation et le recyclage interne

---

[32] http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/about_eurostat/corporate/introduction

sont exclus du RStatD, les traitements internes ne concernent que l'incinération et l'élimination. Enfin, autant pour l'incinération à l'interne qu'à l'externe, les données distinguent l'incinération avec ou sans récupération d'énergie (Pasquier, 2003). Quant aux données néerlandaises, elles ne distinguent pas les traitements internes et externes des matières résiduelles, ni l'incinération avec et sans récupération d'énergie (Delahaye, 2006). Toutefois, le CMRS NAMEA néerlandais fait une distinction entre l'élimination, la valorisation et l'incinération selon les exigences du RStatD.

Deuxièmement, il y a des différences en ce qui concerne les catégories de provenance des résidus. Pasquier propose de présenter les données selon les 20 catégories de provenance des matières résiduelles relevées dans le RStatD et compatibles avec la NACE (dont une catégorie pour les ménages). Malgré ceci, les Pays-Bas ont augmenté en 2002 le nombre de secteurs industriels de 40 à 58 afin de tenir compte des disparités de flux entre les différents secteurs.

Troisièmement, la proposition de Pasquier et les CMRS NAMEA néerlandais ne sont pas, non plus, identiques pour ce qui est du niveau d'agrégation des matières résiduelles. Le rapport de Pasquier propose de ne pas surcharger le cadre conceptuel en présentant les données seulement pour les douze grands groupes de matières de la classification RStatD, réunissant les 48 types de matières résiduelles répertoriées. Contrairement à cette recommandation, les Pays-Bas ont désagrégé leurs données de façon plus détaillée en y distinguant 75 types de matières résiduelles. Ces catégories sont toutefois totalement compatibles avec le RStatD pour assurer la comparaison avec les autres pays.

Quatrièmement, Pasquier propose de créer un compte de dépenses de gestion des résidus en unités monétaires de manière à le relier aux flux physiques de matières résiduelles et à leur traitement. Par contre, un tel compte n'a pas été implanté aux Pays-Bas, étant donné le manque de données.

4.3.3 Évaluation selon les critères et avantages-désavantages en général

Ci-contre, le modèle NAMEA est évalué selon les cinq critères spécifiques, puis ses avantages et désavantages résumés.

4.3.3.1 Critères spécifiques

a) Applicabilité

L'intérêt international pour le modèle NAMEA néerlandais étant de plus en plus marqué, il a été adopté par Eurostat et révisé par le manuel SCEE 2003 (Zhou et autres, 2006). Il existe donc un cadre préétabli NAMEA duquel il serait possible de s'inspirer pour développer les CMRS québécois. Les CMRS NAMEA dressent un portrait plutôt complet des flux de matières résiduelles solides vers l'environnement, et ce, de façon relativement simple. Étant donné que la classification des secteurs générateurs est basée sur celle des comptes nationaux (p. ex. : NACE pour les pays européens), nous pourrions associer les catégories économiques utilisées en Europe à celles du Québec, malgré une concordance imparfaite. Par contre, les données à obtenir sont très nombreuses et leur disponibilité demeure un problème. Cependant, il est possible de se concentrer spécifiquement sur les extrants de matières résiduelles solides de l'économie vers l'environnement sans égard aux autres flux d'intrants ou d'extrants. Cet aspect est primordial, car la disponibilité des données quant aux flux entre l'économie et l'environnement représente généralement un problème, et ce, pour tous les modèles de comptabilisation recensés[33]. D'après notre évaluation, la possibilité de se concentrer spécifiquement sur les matières résiduelles solides avec l'approche NAMEA fait en sorte que les coûts d'implantation seraient inférieurs à ceux d'un CMRS de type WIO, par exemple.

Cependant, il est important de rappeler que le rapport de Pasquier (2003) propose un cadre NAMEA qui n'est pas implanté en pratique, car la responsabilité d'élaborer les statistiques pour ce type de compte incombe aux pays membres de l'Union européenne et non à Eurostat. Comme mentionné précédemment, Eurostat doit plutôt s'assurer que ces statistiques soient comparables entre les pays européens. Les Pays-Bas ont considéré les recommandations de Pasquier, sans complètement les appliquer, étant donné que les données nécessaires n'étaient pas

[33] Notons, par ailleurs, que le nombre et la complexité des problèmes augmenteront fort probablement avec la désagrégation du modèle.

toutes disponibles. Par exemple, la différentiation souhaitée entre les traitements externes et internes n'a pas pu être faite aux Pays-Bas étant donné le manque de données fiables à cet effet (Delahaye 2006).

b) Comparabilité

Les comptes des matières résiduelles solides établis dans le monde à ce jour sont souvent de type NAMEA et se trouvent principalement en Europe. Ce type de modèle se caractérise par une comparabilité internationale relativement importante, même si, à notre connaissance, les expériences outre qu'européennes sont inexistantes. De plus, la classification des types de matières résiduelles et des secteurs générateurs de résidus sont compatibles avec le RStatD et, par conséquent, avec la classification NACE. Cette normalisation permet une comparabilité internationale et temporelle accrue. Cependant, on peut croire qu'une application au Québec ne correspondrait pas parfaitement aux modèles NAMEA européens étant donné la concordance imparfaite des classifications et les différences de contexte, notamment en ce qui a trait à la gestion des matières résiduelles.

c) Désagrégation

Les CMRS doivent contenir une information suffisamment précise pour illustrer le plus adéquatement possible les flux de résidus entre l'économie et l'environnement. De manière générale, le modèle NAMEA distingue bien les composantes principales des flux et les lie aux variables d'intérêt. De la sorte, les flux des types de résidus générés par secteur économique et par type de traitement y sont dégagés. Notons qu'il serait possible d'établir d'abord un NAMEA plus agrégé pour ensuite désagréger certaines catégories (p. ex. : industries, résidus). Toutefois, le modèle NAMEA est moins désagrégé que le modèle WIO, et ce, sous plusieurs aspects (bien que le modèle néerlandais soit plus désagrégé que celui proposé par Eurostat), alors que le degré de détails du modèle NAMEA est supérieur à celui du modèle MFA.

d) Indicateurs

D'après Goossens (2007), le modèle NAMEA est un cadre approprié afin d'associer la contribution économique des secteurs industriels à leur performance environnementale (éco-efficience). En effet, la compatibilité de la classification industrielle du modèle NAMEA avec celle des tableaux entrées-sorties permet de lier les données économiques des secteurs à leurs émissions de résidus (Peltoniemi et Karigl, 2007). De plus, ce cadre démontre l'impact

environnemental de la consommation des ménages à l'aide de l'analyse entrées-sorties. Finalement, l'analyse de décomposition structurelle est possible avec ce type de modèle. Il est alors possible de décomposer en plusieurs effets les changements des émissions par catégorie de provenance (Goralczyk et Stauvermann, 2007, p. 13). Notons que, jusqu'à maintenant, ce type d'analyse a été surtout appliqué aux données NAMEA sur les émissions de pollution atmosphérique plutôt que sur celles des flux de matières résiduelles solides.

e) Compatibilité

Les CMRS NAMEA sont compatibles avec les tableaux entrées-sorties (Golraczryk et Stauvermann, 2007). Comme nous pouvons le constater à l'aide du tableau de concordance entre la classification NACE Révision 1.1 et celle du SCIAN 2002[34], la classification des secteurs économiques utilisée au Québec ressemble à certains égards à la classification européenne. Par contre, la classification des matières résiduelles au Québec proposée par RECYC-QUÉBEC ou Statistique Canada diffère beaucoup de celle des pays européens. Finalement, notons que l'OCDE mentionne que le cadre NAMEA est totalement compatible avec les comptes nationaux et le SCEE 2003 (2008d, p. 65).

4.3.3.2 Avantages-Désavantages

a) Avantages

Le modèle NAMEA propose un compromis entre la disponibilité des données et le niveau de détails requis. L'avantage le plus communément identifié du modèle NAMEA est la parfaite correspondance de la classification des secteurs économiques avec celles des comptes nationaux. Cet aspect est important, car plusieurs avantages découlent de l'harmonisation des catégories environnementales et économiques. Ainsi, grâce à cette concordance, les liens se font plus facilement entre les mesures de performance économique et celles de pression environnementale.

Les NAMEA offrent une analyse détaillée des pressions environnementales par la sphère économique. Les principaux impacts environnementaux causés par la production industrielle, par secteur, et par la consommation des ménages sont associés à leur contrepartie des comptes nationaux. Chaque secteur économique fournit deux résultats différents, mais liés : d'un côté, les valeurs économiques créées (production, valeur ajoutée, emplois) et, de l'autre, les pressions

[34] www.statcan.gc.ca/subjects-sujets/standard-norme/concordances/revision11-fra.htm.

environnementales induites par ces valeurs (émissions atmosphériques, matières résiduelles, etc.). Partant de là, il y a d'importantes possibilités de développement d'indicateurs pertinents (Cervigni et autres, 2005). Par exemple, l'analyse de décomposition structurelle peut être appliquée de manière à déterminer les causes des variations d'émissions de tous genres[35].

De plus, les comptes basés sur un modèle NAMEA sont de plus en plus développés et reconnus sur la scène internationale (p. ex. : Europe). Le cadre conceptuel est relativement standardisé grâce au SCEE 2003. Certains exemples d'application de ce cadre sont disponibles et permettent de déceler les différentes voies possibles pour établir un CMRS au Québec. La documentation est donc relativement abondante et l'expertise internationale plutôt développée.

La représentation explicite du recyclage représente un autre avantage du cadre NAMEA. En effet, cela permet d'analyser les impacts des différentes politiques portant sur le recyclage. Le cadre de comptabilisation NAMEA est flexible et permet d'ajouter des modules supplémentaires (p. ex. : émissions aquatiques, flux énergétiques, etc.). Il fournit des indicateurs globaux de pression environnementale pour les thèmes choisis, tels que les changements climatiques, l'acidification de l'atmosphère et la génération de matières résiduelles solides (Zhou et autres, 2006). Finalement, selon Golraczryk et Stauverman (2007), un cadre NAMEA pourrait s'avérer utile pour estimer les incidences d'une taxe ou de décisions politiques.

En somme, le cadre NAMEA est le plus adéquat pour l'élaboration d'un CMRS, sans compromettre la précision nécessaire des données pour bien représenter les flux de matières résiduelles. Selon nous, sa comparabilité et sa compatibilité constituent ses principaux avantages.

b) <u>Désavantages</u>

Bien que le modèle de CMRS NAMEA comporte de nombreux avantages, quelques faiblesses peuvent aussi être soulevées. D'abord, contrairement aux autres approches présentées dans la présente revue de la littérature, le modèle NAMEA ne prend pas en compte les flux indirects (p. ex. : matières nécessaires à la fabrication d'un produit importé qui n'ont pas été physiquement importés) et inutilisés (p. ex. : matières qui ont été extraites de l'environnement national, mais qui n'entreront jamais dans l'économie nationale). Toutefois, l'OCDE mentionne

---

[35] Comme mentionné auparavant, certaines incertitudes sont inhérentes à une analyse basée sur l'utilisation de données indirectes.

qu'il est possible d'étendre le modèle NAMEA afin de prendre en compte ces flux (OCDE, 2008d, p. 49).

De plus, le modèle NAMEA ne fournit pas un indicateur regroupant tous les thèmes environnementaux choisis, mais offre des indicateurs pour chacun d'eux (Zhou et Anderson, 2006). Nous ne pouvons donc pas regrouper tous les indicateurs de pression environnementale et arriver à une seule valeur agrégée pour l'ensemble des thèmes. À l'inverse, le modèle MFA a l'avantage de fournir un indicateur agrégé (DPO) qui additionne toutes les matières rejetées (de nature solide, gazeuse ou liquide) et fournit un indicateur pour l'ensemble des matières émises.

5 Sommaire de l'analyse des modèles MFA, PIOT, WIO et NAMEA.

Le tableau 6 présente un sommaire des modèles analysés en fonction des critères établis. De plus, il donne une évaluation des différents cadres potentiels de CMRS, selon chacun des critères. En ordre croissant, les « notes » possibles sont : --, -, + et ++. L'évaluation des critères spécifiques et l'évaluation globale d'efficience ont été réalisées en ligne avec les points soulevés dans les sections sur les modèles. Dans le cadre du présent mandat, le modèle recommandé pour le développement et l'application d'un CMRS québécois est le NAMEA. Même si les autres modèles sont fort valables, ils démontrent une grande variabilité quant à leurs caractéristiques.

Le modèle NAMEA est doté de plusieurs avantages. Il est décrit à l'intérieur d'une littérature relativement abondante et est traité dans le manuel SCEE 2003 des Nations unies en tant que compte hybride. Il est flexible et peut être adapté, dans une certaine mesure, aux données disponibles. Il permet de se concentrer, non pas sur les flux de l'économie globale, non plus sur le détail des flux de matières à l'intérieur de l'économie, mais bien sur les flux de matières sortant de l'économie par secteur. Il offre un compromis entre le degré de détails et la disponibilité des données. Le modèle NAMEA procure des indicateurs utiles au suivi de la performance par secteur et sa désagrégation est bonne, avec la partie monétaire qui complète la partie physique. Le tableau 6 présente un sommaire des modèles potentiels de CMRS.

Tableau 6

Sommaire des modèles potentiels de CMRS

Modèles	MFA	PIOT	NAMEA	WIO
Unités	Physiques	Physiques	Physiques et monétaires	Physiques et monétaires
Description générale	Modèle global des flux physiques entrant ou sortant de l'économie nationale	Modèle détaillé des flux physiques, selon les secteurs économiques (structure entrées-sorties)	Compte hybride : flux physiques par secteur + tableau entrées-sorties *monétaire*	Modèle entrées-sorties hybride à deux niveaux : 1. Comptes nationaux et environnementaux 2. ACV
Concepts généraux		Cas spécifiques d'un tableau des ressources et des emplois		Modèle hybride ACV
	Basé sur le principe d'équilibre des masses		Différents thèmes peuvent être traités dans différents comptes;	Plusieurs combinaisons possibles traitements-matières résiduelles
	Économie nationale traitée comme une « boîte noire »	Représentation des flux physiques entre les secteurs (ouverture de « la boîte noire »)	Représentation des flux physiques par secteur, liés aux flux monétaires entre les secteurs	Analyse de la production nette de matières résiduelles
Possibilités d'applications	Indicateurs agrégés. Ex. : DPO	Indicateurs d'éco-efficience (quantité de résidus/quantité de produits ou quantité de résidus/valeur des produits) Analyse entrées-sorties : génération *indirecte* de matières Analyse de décomposition structurelle		
	Utilisé davantage pour analyser le côté des intrants à l'aide des indicateurs DMI et DMC			Analyse de scénarios alternatifs de gestion des matières résiduelles solides.
Principaux avantages	Standardisation avec le guide d'Eurostat (2001) et les travaux de l'OCDE (2008a;b;c;d) Simplicité du modèle	Analyse des flux physiques intersectoriels	Traitement facilité de thèmes précis Compromis entre degré de détails et disponibilité des données	Analyse des flux physiques intersectoriels Prise en compte du dynamisme de traitement des résidus par l'intégration de modèles de processus d'ingénierie
Principaux désavantages	Absence d'information sur l'origine des matières résiduelles Pas de liens avec les comptes monétaires Très grand niveau d'agrégation	Non standardisé Compilation d'un PIOT complet demande des ressources importantes Difficulté de conversion des unités monétaires en unités physiques	Pas d'indicateur agrégé de la pression totale de l'économie sur l'environnement Ne prend pas en compte les flux physiques indirects et inutilisés Ne prend pas en compte le principe d'équilibre des masses	Non standardisé Difficultés techniques dues à la complexité du modèle
Applicabilité	+	-	+	- -
Comparabilité	+ +	-	+	- -
Désagrégation	- -	+	+	+ +
Indicateurs	-	+ +	+ +	+ +
Compatibilité	+	+	+ +	-
Efficience	+	-	+ +	-

6 Utilisations potentielles des données d'un CMRS NAMEA : expériences internationales et indicateurs

Jusqu'à maintenant, le développement des comptes NAMEA de matières résiduelles s'est surtout concentré sur la compilation des données. Ainsi, selon Peltoniemi et Karigl (2007, p. 26), les résultats et les données NAMEA n'ont pas été exploités à leur plein potentiel. De plus, les données NAMEA portant sur les émissions atmosphériques ont été davantage développées comparativement aux données portant sur les matières résiduelles solides. Cela dit, les utilisations les plus fréquentes des données de comptes NAMEA sont de nature descriptive. La représentation matricielle du modèle NAMEA permet de voir les contributions des secteurs économiques aux différents problèmes environnementaux en termes de génération de matières résiduelles solides ou d'autres émissions polluantes. Le type d'indicateur le plus dérivé est celui d'éco-efficience (Schoer, 2006, p. 8).

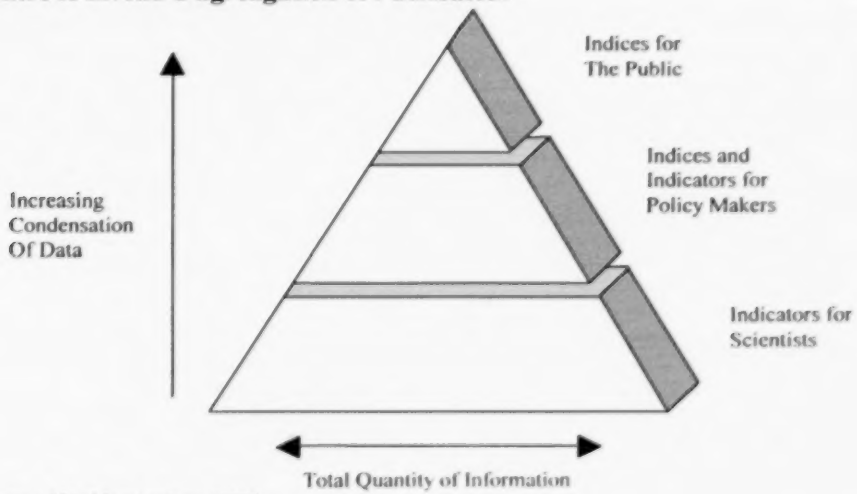
Par ailleurs, les possibilités de représentation et d'analyse d'un modèle NAMEA sont importantes. Par exemple, outre le développement d'indicateurs provenant d'un système statistique cohérent, le modèle NAMEA permettrait d'informer le public et les décideurs relativement à l'état de l'environnement et à sa relation avec l'économie. En se basant sur les constats de Cervigni et autres (2005, p. 74-90), un CMRS NAMEA devrait fournir des réponses à plusieurs questions, dont les six ci-dessous :

1. Combien de tonnes de matières résiduelles sont produites par la consommation des ménages et combien sont produites par les activités de production?
2. Quel secteur générateur contribue le plus à l'émission d'un type de matières résiduelles spécifique?
3. Quelle est la relation entre la performance économique des activités de production et leur performance environnementale? (Par exemple, en termes de ratio d'émission/valeur ajoutée, ratio d'émissions/nombre d'employés).
4. Est-ce que les secteurs les plus productifs (en termes de proportion de valeur ajoutée ou de nombre d'employés) et les plus dynamiques (en termes de taux de croissance de valeur ajoutée ou de nombre d'employés) sont les mêmes qui contribuent le plus à générer des pressions environnementales?

5. Combien de tonnes de matières résiduelles sont absorbées par l'économie nationale et combien sont rejetées dans l'environnement national?
6. Quels sont les scénarios futurs possibles en termes de variation d'émission de matières résiduelles selon la croissance d'un secteur économique spécifique? (Par exemple, combien de tonnes de matières résiduelles sont produites par les différents secteurs générateurs en réponse à une certaine croissance de la demande finale ou du nombre d'employés dans un secteur économique particulier?)

Aussi, comme illustré à la figure 6, les façons de répondre à ces questions dépendront aussi des utilisateurs. Ainsi, les indicateurs seront plus ou moins agrégés ou simplifiés. À cet égard, notons que l'agrégation peut constituer un problème important quant à, par exemple, la prise en compte des différences qualitatives entre les flux de matières. Avant de commencer notre revue des applications possibles, il convient de souligner la multitude de données générées par une comptabilité d'un modèle NAMEA. Les sous-sections qui suivent illustreront des exemples précis d'applications.

Figure 6
Relation entre le niveau d'agréagation et l'utilisateur



Source : Shields et autres, 2002.

6.1 Profils environnemental et économique

Des observations pour chaque secteur industriel peuvent être utilisées pour obtenir un profil alliant environnement et économie. À l'égard de thèmes environnementaux précis, les contributions (en %) des consommateurs et des industries peuvent ainsi être calculées. Par la

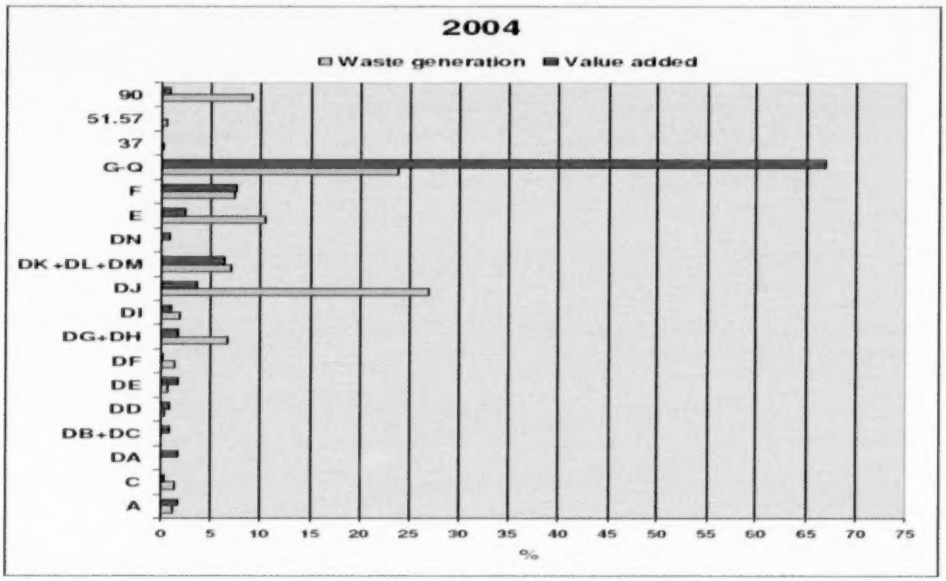
suite, pour chaque secteur (ménages, industries), les pourcentages de génération de matières résiduelles ou d'émissions polluantes peuvent être reliés aux données économiques correspondantes. Par exemple, on pourra relier la génération de matières résiduelles à la valeur ajoutée des industries et aux dépenses de consommation des ménages (De Haan, Kee, 2004).

Selon Goralczyk et Stauvermann (2007), les profils de plusieurs régions et pays démontrent clairement que les dommages environnementaux agrégés de ces pays et régions ne dépendent pas seulement de leur superficie, ou de leur niveau de développement économique, mais aussi de la structure des activités économiques. Ainsi, les régions ayant des secteurs tertiaires plus importants par rapport aux secteurs primaires et secondaires, pollueraient moins, toutes choses étant égales par ailleurs.

Les séries temporelles de tableaux NAMEA pourraient servir à analyser l'évolution des profils dans le temps. Ces types d'analyse nous semblent pertinents afin d'évaluer, par exemple, l'efficacité des politiques de gestion des matières résiduelles au niveau sectoriel. Nous donnons à la figure 7 un exemple simple de profil tiré des comptes NAMEA autrichiens. Ce profil présente le pourcentage de matières résiduelles dangereuses générées par rapport au pourcentage de la valeur ajoutée du secteur.

Figure 7

Pourcentages de matières résiduelles dangereuses générées vs. pourcentages de la valeur ajoutée par secteur, Autriche, 2004



Source : Peltoniemi et Karigl, 2007, p. 53.

Légende : **A.** Agriculture, chasse et sylviculture; **C.** Industries extractives; **DA.** Industries agricoles et alimentaires; **DB.** Industrie textile et habillement; **DC.** Industrie du cuir et de la chaussure; **DD.** Travail du bois et fabrication d'articles en bois; **DE.** Fabrication de pâte à papier, de papier et d'articles en papier; édition et imprimerie; **DF.** Raffinage, cokéfaction, traitement des combustibles nucléaires; **DG.** Industrie chimique; **DH.** Industrie du caoutchouc et des plastiques; **DI.** Fabrication d'autres produits minéraux non métalliques; **DJ.** Métallurgie et travail des métaux; **DK.** Fabrication de machines et équipements; **DL.** Fabrication d'équipements électriques et électroniques; **DM.** Fabrication de matériel de transport; **DN** Autres industries manufacturières n.c.a.; **E.** Production et distribution d'électricité, de gaz et d'eau; **F.** Construction; **G.** Commerce de gros et de détail; réparations de véhicules automobiles, motocycles et domestiques et articles de ménage; **H.** Hôtels et restaurants; **I.** Transports, entreposage et communications; **J.** intermédiation financière; **K.** Immobilier, locations et activités de service aux entreprises; **L.** Administration publique et défense; sécurité sociale obligatoire; **M.** Éducation; **N.** Santé et action sociale; **O.** Autres activités de services collectifs, sociaux et personnels; **Q.** Activités du personnel domestique et organismes extraterritoriaux; **90.** Assainissement et enlèvement des ordures; voirie et activités similaires; **37.** Récupération; **51.57.** Commerce de gros de déchets et de débris.

6.2 Analyse entrées-sorties

Il est connu que l'analyse entrées-sorties fournit un cadre théorique afin d'observer les relations intersectorielles d'une économie à travers les transactions du marché (Goralczyk et Stauvermann, 2007, p. 24). Plusieurs applications possibles du modèle NAMEA découlent de cette analyse. D'abord, la matrice inverse de Leontief offre la possibilité d'estimer, d'une part, le niveau de production nécessaire pour satisfaire une unité de la demande finale et, d'autre part, la génération nette d'un type de matières résiduelles qui est directement ou indirectement généré pour satisfaire une unité d'un type de produit (Nakamura et Kondo, 2002, p. 191; Keuning, 1996, p. 9).

Ensuite, la représentation matricielle de cet outil, directement compatible avec les comptes nationaux, permet de procéder à des modélisations. Par exemple, les liens intersectoriels de l'analyse entrées-sorties permettent d'utiliser les données NAMEA dans un modèle d'équilibre général afin d'estimer les effets d'un changement des taux de taxation sur les indicateurs environnementaux et économiques (Goralczyk et Stauvermann, 2007). Enfin, l'analyse entrées-sorties permet de procéder à une analyse de décomposition structurelle.

6.3 Analyse de décomposition structurelle

Comme les quantités de matières résiduelles et d'émissions polluantes varient dans le temps, il est primordial de déterminer si ces variations sont attribuables aux politiques publiques ou à d'autres facteurs. En effet, comme les politiques publiques modifient les choix technologiques et le niveau et la composition de la demande finale, il est difficile de discriminer parmi les facteurs de causalité ayant causé les variations observées. L'analyse de décomposition structurelle permet de distinguer les différentes sources de changements dans l'économie et affectant un thème environnemental particulier (Lange, 2003). Les caractéristiques intégrées de l'analyse entrées-sorties font du NAMEA un bon cadre pour procéder à de telles analyses afin de démontrer les liens entre les variables économiques et environnementales (De Haan et Kee, 2004). Toutefois, le niveau d'incertitude relié à une analyse de causalité basée sur des sources de données indirectes est plus élevé que si la source de données était directe.

Il est possible de décomposer les variations des quantités de matières résiduelles ou d'émissions polluantes en trois types d'effets selon leur provenance (Goralczyk et Stauvermann, 2007) : i) changements dans la composition de l'offre et la demande; ii) croissance de la production et iii) changements technologiques (p. ex. : éco-efficience). Le premier effet peut être positif ou négatif, tandis que le deuxième est très généralement négatif, étant donné qu'une hausse de la production signifie souvent une augmentation de l'utilisation de l'environnement. Le troisième effet est normalement positif : les progrès technologiques contribuent généralement à utiliser moins de ressources ou à rejeter moins de résidus pour le même niveau de production. Quelques cas particuliers pourraient faire en sorte que l'effet soit négatif, comme l'utilisation d'un nouveau produit chimique présentant une menace potentielle inconnue.

6.4 Expériences internationales de CMRS NAMEA

Maintenant que nous avons présenté les applications possibles à l'aide d'un modèle NAMEA, nous citerons quelques exemples de ce qui a été accompli à l'international dans les prochaines sous-sections. Avant de comparer les différents CMRS NAMEA à l'international, il convient de rappeler deux éléments : i) le développement des comptes NAMEA s'est davantage concentré sur les émissions de polluants atmosphériques, plutôt que sur les émissions de matières résiduelles solides; ii) la majorité des expériences d'élaboration d'un compte NAMEA sont européennes. Par conséquent, la revue des expériences internationales concerne exclusivement des expériences européennes. Pasquier (2003) procède à une revue des expériences de CMRS NAMEA dans huit pays : l'Allemagne, l'Autriche, la Finlande, l'Irlande, la Norvège, les Pays-Bas, la Suède et la République tchèque. Le RStatD a contribué à harmoniser les classifications des statistiques relatives aux matières résiduelles entre les États membres et a fourni un cadre commun d'élaboration de statistiques relatives aux déchets. Étant le point commun des CMRS européens, nous résumons, dans un premier temps, le RStatD. Par la suite, nous donnons quelques exemples d'applications des données du modèle NAMEA néerlandais. Enfin, nous terminerons avec la description des CMRS NAMEA de l'Autriche et de la Hongrie.

6.4.1 Règlement européen 2002 relatif aux statistiques sur les déchets

L'objectif de l'implantation du RStatD est d'établir un cadre commun pour l'élaboration de statistiques sur la génération, la valorisation et l'élimination des matières résiduelles entre les États membres de l'Union européenne, à l'exclusion des déchets radioactifs qui relèvent déjà d'autres dispositions législatives (Communauté européenne, 2002).

Les pays membres ont eu deux années après l'entrée en vigueur du règlement (29 décembre 2002) pour élaborer des statistiques selon les dimensions spécifiées quant aux catégories de matières résiduelles, aux secteurs générateurs (activités économiques et ménages) et aux types de traitement. Les États membres ont eu, à la suite du délai pour l'élaboration des statistiques, un délai de 18 mois pour communiquer leurs résultats à Eurostat. Les États membres doivent communiquer leurs résultats à Eurostat tous les deux ans. La nomenclature utilisée pour les activités économiques doit être la NACE Rév.1 et celle pour les catégories de matières résiduelles doit être la CED-Stat Rév.2 (nomenclature statistique des déchets établie

principalement par substance) qui distingue les matières résiduelles dangereuses et non dangereuses.

Les statistiques sur la production de matières résiduelles doivent être reportées selon les 19 activités économiques en plus d'une catégorie pour les ménages et selon 45 catégories de matières résiduelles. Quant aux statistiques sur le traitement des déchets, les types d'opérations doivent être classifiés selon les catégories suivantes : récupération d'énergie, incinération des déchets, récupération (autre que la récupération d'énergie), enfouissement et autres formes d'élimination. L'allocation des statistiques par traitement aux secteurs générateurs des matières résiduelles n'est pas une obligation du RStatD. Au sujet du niveau d'agrégation des catégories de matières résiduelles, il change selon le type de traitement. Les statistiques sur la récupération d'énergie et l'incinération doivent être reportées selon 12 catégories de matières résiduelles. Quant à la récupération (autre que d'énergie), les catégories de matières résiduelles sont plutôt désagrégées en 18 catégories, alors que celles se référant à l'élimination sont désagrégées en 15 catégories. Notons que les installations dont le traitement s'effectue sur le site où les matières résiduelles ont été produites (p. ex. : traitement interne) ne sont pas couvertes par le RStatD.

Les États membres peuvent recueillir les statistiques répondant aux dimensions exigées par différents moyens comme des enquêtes, des sources administratives, des procédures d'estimation statistique ou une combinaison de ces moyens. La commission a aussi élaboré un programme d'études pilotes relatif aux matières résiduelles provenant des activités agricoles, de la chasse, sylvicoles et de la pêche et quant aux importations et exportations de matières résiduelles.

Maintenant que nous avons résumé le RStatD qui régit les statistiques sur les déchets, et par conséquent la structure des CMRS européens, nous passons aux expériences des Pays-Bas, et aux études pilotes de l'Autriche et de la Hongrie.

6.4.2 Exemples néerlandais NAMEA

Les Pays-Bas ont choisi de comptabiliser les émissions de douze types de substances polluantes (CO_2, N_2O, CH_4, CFC et halons, NO_x, SO_2, NH_3, P, N, matières résiduelles solides, gaz, pétrole), contribuant à six thèmes environnementaux (effet de serre, amincissement de la couche d'ozone, acidification, eutrophisation, génération de matières résiduelles et variations dans les stocks de ressources naturelles; De Haan et Kee, 2004). Le compte des substances

fournit de l'information sur les flux physiques entre l'économie et l'environnement. Plus précisément, il nous informe sur les sources génératrices de substances et de matières polluantes (p. ex. : ménages, producteurs) et permet de dégager les origines des émissions (voir le tableau 7). Ensuite, le compte des substances nous informe sur la destination des flux des substances émises (p. ex. : réabsorbées, émises à l'étranger, ou « contribuant » aux thèmes environnementaux nationaux - voir le tableau 8).

Lorsque les substances sont rejetées dans l'environnement, certaines d'entre elles contribuent à des thèmes environnementaux sur le plan local ou régional (p. ex. : pluies acides, eutrophisation, génération de matières résiduelles), alors que d'autres concernent des thèmes environnementaux sur le plan mondial (p. ex. : effet de serre, amincissement de la couche d'ozone). Si l'impact de la substance rejetée est à l'échelle locale ou régionale, le bilan des flux de cette substance se réalise à l'échelle du territoire national en prenant en compte les émissions qui circulent entre le territoire national et le reste du monde, soit les émissions des résidents néerlandais dans le reste du monde, dues principalement aux activités de transport, et les transferts de polluants par l'eau de surface et par l'air. Si l'impact environnemental du rejet de la substance est global, De Haan et Kee (2004, p. 186) considèrent qu'il est incohérent de maintenir une perspective territoriale, et le bilan des flux exclut les émissions des résidents à l'étranger et les transferts par l'eau de surface et par l'air. Nous pouvons le constater à l'aide du tableau 9, où le bilan des émissions des substances s'accumulant sur le territoire considère les transferts d'émissions avec l'étranger, alors que les autres se répercutant de façon globale sur la planète n'en prennent pas compte.

Le bilan des émissions effectué de cette manière fournit des indicateurs quant à la contribution de ces substances aux thèmes environnementaux choisis. Les substances contribuant à un même thème environnemental sont converties en unités comparables de manière à pouvoir les additionner, comme démontré au tableau 9. Enfin, les tendances des indicateurs environnementaux sur les thèmes choisis peuvent être dégagées de manière similaire à la figure 8. Notons que nous pouvons appliquer le modèle NAMEA à des thèmes environnementaux précis et substances particulières selon les objectifs. En ce sens, même s'il serait utile d'avoir un NAMEA standardisé pour tous les pays (par exemple pour traiter des problèmes environnementaux globaux), nous pouvons percevoir comme un avantage la possibilité de choisir les thèmes et les substances selon les priorités de chaque pays (Goralczyk et Stauvermann, 2007).

Tableau 7

Origines des flux de substances et de matières résiduelles, Pays-Bas, 1997

	CO_2	N_2O	CH_4	CFCs and halons	NO_x	SO_2	NH_3	P	N	Waste	Natural gas	Crude oil
	11a	11b	11c	11d	11e	11f	11g	11h	11i	11j	11k	11l
	mln kg			*1 000 kg*	*mln kg*						*petajoules*	
EMISSION BY CONSUMERS	36 790	3.53	21.17	45	109.42	2.05	6.77	8.64	115.44	5 120		
Own transport	15 640	3.32	3.99	-	87.61	1.52	-	-	25.50	70		
Other purposes	21 150	0.21	17.18	45	21.81	0.53	6.77	8.64	89.94	5 050		
EMISSION BY PRODUCERS	163 270	69.32	618.58	803	591.99	234.08	180.89	84.69	903.37	10 930		
Agriculture and forestry	9 230	26.32	448.95	5	32.51	1.75	176.50	53.01	612.79	860		
Fishing	3 760	0.88	0.13	-	77.31	63.11	-	-	19.81	110		
Crude petroleum and natural gas production	250	0.07	0.08		1.00	0.10	0.15	-	0.50	90		
Other mining and quarrying	1 820	0.01	157.57		3.20	0.17	-	-	1.17	100		
Manufacture of food products, beverages and tobacco	4 520	0.07	0.34	20	6.99	0.48	0.23	2.54	15.46	460		
Manufacture of textile and leather products	420	0.01	0.05	-	0.58	0.01	0.01	0.03	1.93	50		
Manufacture of paper and paper products	1 930	0.01	0.09	-	2.18	0.08	0.10	0.82	4.33	360		
Publishing and printing	310	0.02	0.04	-	1.07	0.03	-	-	0.41	90		
Manufacture of petroleum products	11 200	0.07	0.60	-	15.53	52.14	0.02	0.01	5.99	70		
Manufacture of chemical products	22 470	35.06	3.11	231	27.65	12.22	2.77	7.51	19.37	1 980		
Manufacture of rubber and plastic products	250	0.01	0.04	-	0.41	0.01	-	0.02	0.27	90		
Manufacture of basic metals	8 870	0.61	0.09	-	9.35	10.09	0.07	0.17	3.98	110		
Manufacture of fabricated metal products	530	0.03	0.04	-	1.42	0.04	-	0.02	1.33	80		
Manufacture of machinery n.e.c.	380	0.02	0.04	-	1.03	0.03	-	0.07	0.90	80		
Manufacture of electrical equipment	1 140	0.01	0.11	-	1.79	0.35	0.01	0.02	1.10	90		
Manufacture of transport equipment	170	0.01	0.07	1	0.44	0.02	-	-	0.86	70		
Recycling industries	370	-	-	78	0.15	-	-	-	0.00	740		
Manufacture of wood and wood products	80	0.01	0.01	-	0.34	0.01	-	-	1.13	40		
Manufacture of construction materials	3 150	0.02	0.29	-	11.93	3.85	0.50	0.05	5.84	180		
Other manufacturing	300	0.02	0.03	-	0.61	0.04	-	-	1.34	120		
Electricity supply	44 400	0.35	1.23	-	41.33	12.46	-	0.03	21.81	50		
Gas and water supply	50	-	1.95	-	0.15	0.02	-	-	0.09	30		
Construction	1 910	0.40	0.25	225	21.38	1.44	-	2.95	8.83	1 330		
Trade and repair of motor vehicles	660	0.04	0.02	-	1.85	0.06	-	-	0.99	100		
Wholesale trade	1 890	0.30	0.13	6	12.30	0.33	-	0.04	4.22	170		
Retail trade, repair (excl. motor vehicles), hotels and restaurants	2 280	0.04	0.02	11	2.73	0.06	-	0.01	1.51	140		
Land transport	7 560	1.83	0.44	-	87.62	2.31	-	-	27.62	90		
Water transport	6 440	1.51	0.24	-	129.32	57.95	-	-	35.46	610		
Air transport	10 290	0.66	0.11	-	38.63	0.85	-	-	9.82	20		
Supporting transport activities	390	0.05	0.03	1	3.84	0.27	-	-	1.45	50		
Financial, business services and communication	4 030	0.58	0.50	-	20.46	0.67	0.53	-	8.56	510		
Public administration and social security	2 710	0.32	0.12	-	21.88	11.39	-	-	6.22	180		
Education	870	0.04	0.12	-	1.37	0.01	-	-	0.44	70		
Health and social work activities	1 730	0.43	0.22	-	7.03	0.39	-	-	0.62	130		
Sewage and refuse disposal services	5 590	0.72	1.40	225	4.87	1.05	0.02	17.21	76.26	740		
Other services	1 320	0.07	0.11	-	2.82	0.04	-	-	1.00	60		
OTHER DOMESTIC ORIGIN												
Waste dumping sites	960	-	464.06	33	0.31	0.02						
Transport differences								6.62	15.66			
Emission by residents	201 020	72.85	1 103.81	831	700.82	236.15	187.66	99.75	1 034.47	15 170		
FROM THE REST OF THE WORLD												
Non-residents in the Netherlands					41.01	12.00	-	-	11.25	-		
Transfer by surface water or air					59.80	70.40	22.10	15.00	313.41			
OTHER CHANGES OF NATURAL RESOURCES											3 364	250
Total = NAMEA column total 11	201 020	72.85	1 103.81	881	801.63	318.54	209.76	114.75	1 359.12	15 170	3 364	250

Source : De Haan et Kee, 2004, p. 185.

Tableau 8

Destinations des flux de substances et de matières résiduelles, Pays-Bas, 1997

	CO	N_2O	CH_4	CFCs and halons	NO	SO	NH_3	P	N	Waste	Natural gas	Crude oil
	11a	11b	11c	11d	11e	11f	11g	11h	11i	11j	11k	11l
	mln kg			*1 000 kg*	*mln kg*						*petajoules*	
ABSORPTION BY PRODUCERS												
Agriculture								1.09	5.41			
Crude petroleum and natural gas production											2 541	88
Construction								3.00	3.00			
Sewage and refuse disposal services								17.18	109.50	4 460		
TO THE REST OF THE WORLD												
Residents in the rest of the world					282.31	130.70	-	-	79.20			
Transfer by surface water or air					411.68	92.15	34.00	16.00	424.51			
CONTRIBUTION TO ENVIRONMENTAL THEMES												
Greenhouse effect	201 020	72.85	1103.81									
Ozone layer depletion				881								
Acidification					107.64	95.70	175.76					
Eutrophication								77.47	737.50			
Waste										10 710		
Changes in natural resources											823	162
Total = NAMEA row total 11	201 020	72.85	1103.81	881	801.63	318.54	209.76	114.75	1359.12	15 170	3 364	250

Source : De Haan et Kee, 2004, p. 186.

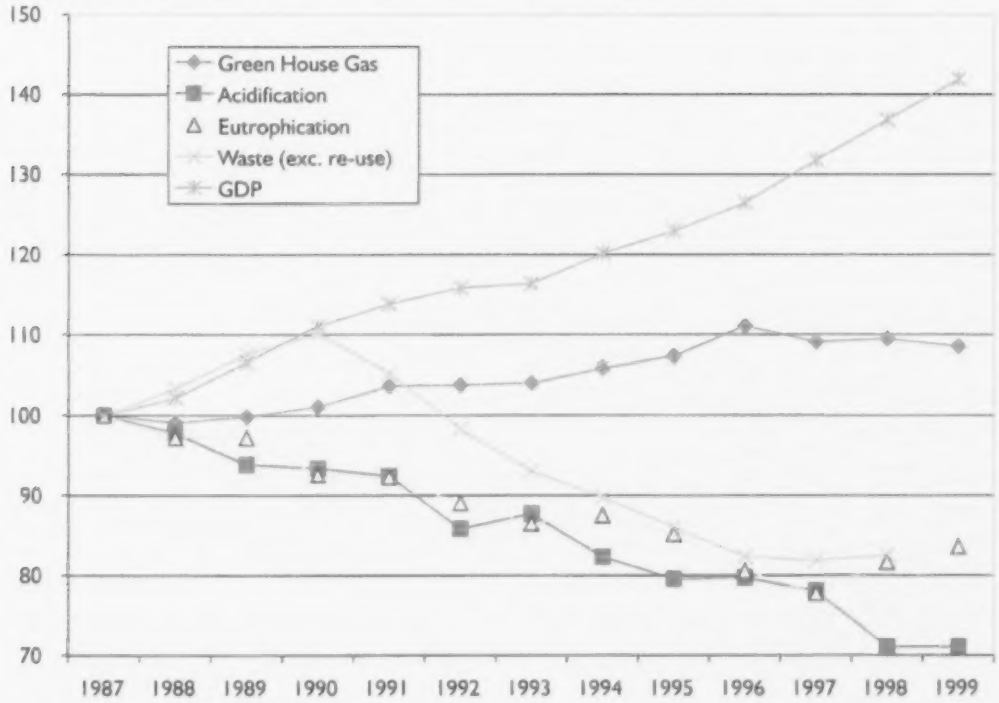
Tableau 9

Indicateurs environnementaux, Pays-Bas, 1997.

	Greenhouse effect	Ozone layer depletion	Acidification	Eutrophication	Waste	Change in natural resources
	(CO_2-equivalents)	(CFC11-equivalents)	(acid-equivalents)	(nutrient-equivalents)	(mln kg)	(petajoules)
CO_2	201 020					
N_2O · 309.315	22 580					
CH_4 · 20.996	23 180					
	246 780					
CFCs and halons		**931**				
NO_x · 0.217			23			
SO_2 · 0.313			30			
NH_3 · 0.588			103			
			157			
P · 10				775		
N				738		
				1 512		
Waste					**10 710**	
Natural gas						823
Crude oil						162
						985

Source : De Haan et Kee, 2004, p. 188.

Figure 8
Indicateurs environnementaux, thèmes choisis, Pays-Bas, 1987-1998



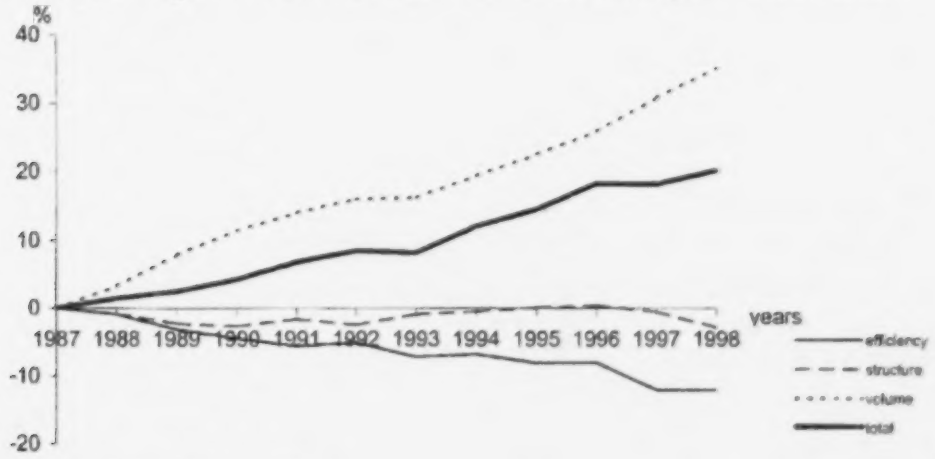
Source : Lange, Glenn-Marie 2003, p. 50.

6.4.3 Exemple d'analyse de décomposition structurelle aux Pays-Bas

Le couplage entre les variables économiques et environnementales à l'intérieur du modèle NAMEA est particulièrement utile pour la mise en application d'une analyse de décomposition structurelle. Comme nous l'avons évoqué plus tôt, ce cadre d'analyse est pertinent pour déceler les différentes causes de changements d'émission de pollution dans le temps. Une mise en application de ce type d'analyse aux Pays-Bas pour la période 1987-1998 est illustrée à la figure 9 (variations des émissions de CO_2) et à la figure 10 (variation de la génération de matières résiduelles solides). Le terme structure fait référence aux changements dans la composition de l'offre et de la demande. Les courbes plus foncées indiquent, quant à elles, le total en pourcentage de tous les effets réunis (De Haan, 2001).

Figure 9

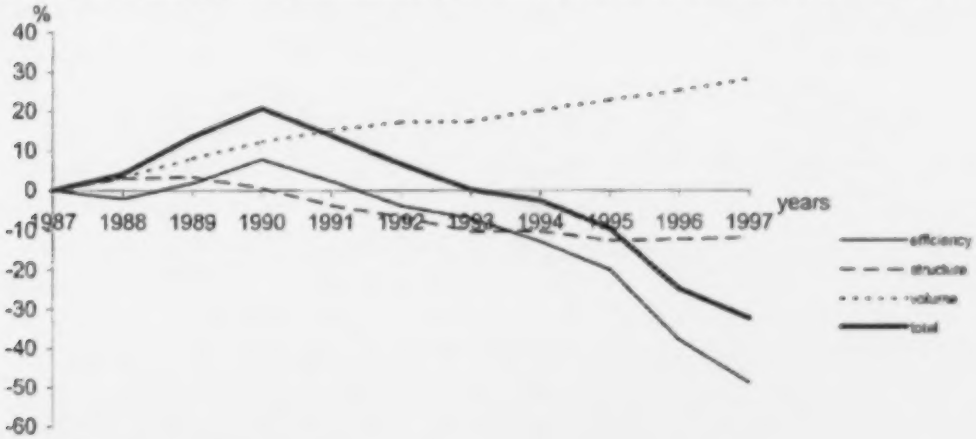
Répartition des changements annuels des émissions de CO_2, Pays-Bas, 1987-1998



Source : De Haan, 2001, p. 188.

Figure 10

Répartition des changements annuels de génération de résidus solides, Pays-Bas, 1987-1997



Source : De Haan, 2001, p. 188.

Comme nous pouvons le constater aux figures 10 et 11, le progrès technique menant à une plus grande éco-efficience diminue les émissions de CO_2 et les quantités de matières résiduelles solides. Par contre, la croissance économique et la hausse du volume de la production ont un effet croissant sur les émissions. Les effets structurels sont, quant à eux, relativement faibles. Ainsi, l'analyse de décomposition permet d'analyser la dynamique de la variation globale de la génération de polluants en les décomposant de façon plus précise ou désagrégée. Maintenant que nous avons présenté en détail les applications du CMRS néerlandais, nous citons un exemple de

projet pilote d'un CMRS, soit celui de la Hongrie. Ensuite, nous citons l'exemple du CMRS NAMEA autrichien.

6.4.4 Projet pilote de CMRS NAMEA hongrois

En 2006, la Hongrie a mis sur pied un projet pilote de CMRS NAMEA à partir des données de 2004 (Pasquier et autres, 2007, p. 23). Selon le *Hungarian central statistical office*, l'élaboration de la méthodologie du CMRS NAMEA a été un important progrès pour le développement des statistiques portant sur les matières résiduelles solides (HCSO, 2007, p.5).

Les dimensions du projet pilote CMRS NAMEA concordent avec celles du RStatD, mais elles comportent quelques différences. Par exemple, la classification des activités économiques NACE Rev.1 est plus désagrégée que celle du RStatD, en distinguant 57 secteurs (HCSO, 2005, p. 19). Concernant les catégories de matières résiduelles, certaines matières sont considérées non-dangereuses par la classification CED-Stat Rev. 1, alors que la liste des matières résiduelles hongroise les considère comme matières dangereuses (p. ex. : les déchets provenant des soins médicaux ou vétérinaires et les déchets d'origine animale) (HCSO, 2005, p. 10).

Les statistiques sur les traitements de matières résiduelles sont, quant à elles, conforment au RStatD. Un aspect intéressant du projet pilote est la désagrégation des données en sept régions, permettant de constater les différences dans la gestion des matières résiduelles à l'échelle régionale. Même si le projet pilote de CMRS s'inscrit dans les stratégies de l'office statistique central de la Hongrie, il ne semble pas avoir de projets à court ou moyen terme pour une implantation officielle d'un CMRS NAMEA et le développement de celui-ci (Pasquier et autres, 2007, p. 28).

6.4.5 CMRS NAMEA autrichien

L'Autriche a mené deux études pilotes sur l'élaboration d'un CMRS NAMEA (Pasquier et autres, 2007, p. 20). Une première étude pilote pour l'élaboration d'un CMRS NAMEA a été publiée en 1998 (Wolf, 1998). Ayant comme année de référence l'année 1994, cette étude fut une tentative d'allouer la génération de matières résiduelles dangereuses et non dangereuses aux secteurs économiques. Seule l'année 1994 se concentrait sur les résidus dangereux, tandis que les sources de données utilisées pour les résidus non dangereux couvraient l'ensemble des années 1991 à 1996 (Pasquier, 2003).

Le rapport de Peltoniemi et Karigl (2007) fait référence au second projet pilote de CMRS NAMEA autrichien où une série temporelle a été compilée pour 1998 à 2004. La méthodologie utilisée est basée sur celle développée par le projet pilote précédent avec l'ajout de certaines améliorations découlant d'une adaptation au RStatD. La série temporelle est disponible seulement pour la génération de matières résiduelles dangereuses. Les statistiques sur les matières résiduelles non dangereuses générées ont été comptabilisées seulement pour l'année de référence 2004. Étant régies par le RStatD, les nomenclatures utilisées sont évidemment la NACE Rev. 1 pour les activités économiques et la CED-Stat Rev. 2 pour les types de matières résiduelles. Les statistiques sur la génération de matières résiduelles distinguent 48 catégories de matières résiduelles (donc trois de plus que ce que le RStatD exige) et 20 secteurs de provenance (Peltoniemi et Karigl, 2007, p. 27). Même si Pasquier (2003) recommande de limiter la classification des résidus à 13 catégories principales pour ne pas surcharger le modèle NAMEA, l'Autriche a décidé de désagréger davantage la classification des matières résiduelles en distinguant toutes les 48 catégories du RStatD de manière à ne pas perdre de l'information pertinente pour l'analyse des données. Les statistiques quant aux traitements des matières résiduelles sont conformes à ce que le RStatD exige. Le tableau 10 laisse entrevoir le CMRS autrichien en présentant les résultats pour la génération de matières résiduelles dangereuses et non dangereuses pour la période de 1998 à 2004.

Tableau 10

Série temporelle sur la génération de matières résiduelles dangereuses et non dangereuses, Autriche, 1998-2004

Integrated NAMEA 1995 - 2007 - Hazardous and non-hazardous wastes 1998 - 2004

Sector	Hazardous wastes in tons							Non-hazardous wastes in tons
	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2004
Agriculture and Foresty	10 715	11 160	10 886	10 872	10 900	10 977	10 722	457 908
Mining and Quarrying	29 162	52 092	31 234	30 792	19 061	21 383	13 111	608 814
Food, Beverages and Tobacco	2 812	2 202	2 738	2 281	2 359	2 767	1 848	2 077 991
Textiles and Leather	1 145	1 273	7 595	1 102	1 001	1 131	807	201 596
Wood and Wood Products	12 335	12 551	4 667	3 667	3 632	3 836	3 166	4 549 986
Pulp, Paper and Print	74 393	11 219	10 694	8 997	7 023	7 311	6 425	978 949
Coke, Refined Petroleum Products	7 868	49 239	51 959	16 289	28 928	16 679	11 977	16 135
Chemicals and Chemical Products, Rubber and Plastic Products	66 100	63 954	54 518	50 948	53 182	58 801	58 940	315 322
Non-Metallic Minerals	5 903	7 537	11 834	11 391	14 000	12 300	18 039	584 235
Basic Metals and Metal Products	128 486	137 370	169 230	188 661	157 406	177 368	238 648	4 945 318
Machinery, Electrical and Optical Equipment, Transport Equipment	44 763	46 027	51 425	67 553	55 868	52 278	63 211	807 501
Manufacturing n.e.c.	2 186	1 943	1 795	2 177	2 414	2 710	3 505	643 668
Electricity, Gas, Steam and Water Supply	133 183	140 041	128 726	139 490	121 010	41 367	92 421	272 787
Construction	35 143	64 794	104 673	41 916	20 016	40 012	64 612	27 870 652
Commercial and Public Services	360 254	435 152	376 777	457 338	411 662	498 124	351 590	4 310 049
Private Households	27 634	30 918	35 910	27 812	31 214	34 808	74 910	3 366 131
Total	**941 901**	**1 067 171**	**1 054 663**	**1 059 188**	**939 636**	**981 866**	**1 013 732**	**52 007 223**

S: STATISTICS AUSTRIA, Integrated NAMEA, on behalf of BMLFUW. Compiled on 20 January 2010. - Calculations. - Between 1998 and 2004 the structure of economic branches is different to integrated NAMEA. Therefore hazardous and non-hazardous wastes are presented separately for this period.

Source : STATISTICS AUSTRIA, 2010, www.statistik.at/web_en/statistics/energy_environment/environment/namea/index.html (page consultée le 10 août 2010).

Le CMRS NAMEA autrichien a été utilisé pour établir les profils environnementaux des secteurs économiques comme nous l'avons mentionné plus haut. Ces profils ont pu mettre en évidence la faible corrélation entre la valeur ajoutée ou le nombre d'employés et la génération de matières résiduelles dangereuses. Par conséquent, Peltoniemi et Karigl (2007, p.55-63) ont analysé plus en détail des séries temporelles du CMRS NAMEA au niveau de secteurs et de matières spécifiques. Par exemple, ils ont analysé les quantités de matières résiduelles minérales générées par le secteur de la construction entre 1998 et 2004. Ce secteur a généré une quantité

très variable de ce type de résidus pendant cette période et l'analyse a fait ressortir qu'une quantité remarquable de déchets de démolition et de débris d'incendie ont été générés en 1999. De plus, ils ont conclu qu'il ne semble pas y avoir de corrélation entre la valeur ajoutée ou le nombre d'employés du secteur de la construction et la quantité générée de matières résiduelles minérales (Peltoniemi et Karigl, 2007, p. 62). En conclusion, le CMRS NAMEA autrichien a permis d'améliorer les politiques sectorielles de la gestion des matières résiduelles solides de ce pays.

Conclusion

Un CMRS permettrait de couvrir un aspect important de la zone d'interaction entre l'économie et l'environnement, soit la génération, le recyclage et l'élimination des matières résiduelles solides par les industries et par les secteurs de la demande finale. Cet outil servirait à analyser les flux de matières résiduelles au regard de la production et de la consommation des biens et des services et à évaluer le progrès des secteurs et de l'économie dans son ensemble vers un développement plus durable. Un CMRS aiderait aussi à formuler et à améliorer des politiques environnementales et sectorielles liées à la gestion des matières résiduelles. Toutefois, les utilisations spécifiques découlant d'un CMRS dépendent du modèle choisi.

L'analyse des modèles potentiels pour l'application d'un CMRS au Québec s'est appuyée sur les critères d'applicabilité, de comparabilité, de désagrégation, d'indicateurs et de compatibilité par rapport au SCN, puis sur la synthèse des avantages et des désavantages en général. Selon cette évaluation théorique, le rapport recommande de mettre en place un CMRS de type NAMEA. Ce modèle fournit de l'information sur l'origine de chaque type de résidus par industrie. Il peut aussi décrire le traitement des résidus. Le modèle NAMEA est hybride et permet de lier les données de flux de matières résiduelles et les données économiques de façon explicite.

Le modèle NAMEA comporte également des limites. Contrairement à l'analyse globale des flux de matières (MFA), ce modèle ne procure par d'indicateurs agrégés de la pression totale de l'économie sur l'environnement. De plus, il n'enregistre pas les flux physiques indirects, « contenus » dans les biens et les services importés, ni les flux inutilisés, détournés des écosystèmes pour la production sans entrer dans la sphère économique. Ce modèle n'intègre pas, non plus, le principe d'équilibre des masses. Enfin, le modèle NAMEA n'est pas généralement appliqué et a surtout fait l'objet de projets pilotes. En dépit de ces limites, le modèle NAMEA semble le plus efficient pour l'élaboration d'un CMRS au Québec selon notre lecture sommaire des besoins d'information.

À la suite de ce choix d'un modèle optimal, il conviendrait d'en définir les dimensions (désagrégation par secteur économique, par type de résidus et par traitement) pour son application au Québec. Ainsi élaboré, le modèle théorique devrait ensuite être confronté à la pratique par le biais d'une étude de faisabilité. Quelles sont les données nécessaires à l'établissement d'un CMRS-NAMEA au Québec? Quelles sont les données disponibles? Ces

données sont-elles de bonne qualité? L'étude de faisabilité servirait à déterminer les ressources requises pour l'établissement d'un CMRS-NAMEA et à établir, au regard de la pratique, si ce modèle est effectivement le meilleur à mettre en place.

Bibliographie

ALTER, H. (1991). "The Future Course of Solid Waste Management in the U.S", *Waste management and research*, Vol. 9, pages 3-20.

ARROW, K.J. et F.H. HAHN (1972), *General Competitive Analysis*, San Francisco: Holden Day, 452 pages.

ATKINSON, A.B. et J.E. STIGLITZ (1980), *Lectures on Public Economics*, New York : McGraw-Hill, 619 pages.

BOADWAY, R. et D. WILDASIN (1984), *Public Sector Economics*, 2e édition, Boston : Little Brown, 571 pages.

BOUTIN, Karyne, Chantale BOURGAULT et Marie-Lyne TURGEON,. (2009). *Étude d'impact économique - Projet de règlement modifiant le Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles et le Règlement sur les redevances exigibles pour l'élimination de matières résiduelles - Projet de règlement modifiant le Règlement sur les carrières et sablières*. Québec : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 25 pages.

BRINGEZU, S. et Y. MORIGUCHI (2002). "Material flow analysis" in Ayres R.U. et L. Ayres, *Handbook of Industrial Ecology*, Edward Elgard Publishing, Cheltenham, pp.79-90.

CERVIGNI, R., C. COSTANTINO, F. FALCITELLI, A. FEMIA, PENNISI, et A. Tudini. (2005). *Development policies and the environmental accounts for better decision making*, Rome : Collana Materiali Uval, 156 pages.

COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES. (2000). "Catalogue of hazardous wastes", *Commission decision (2000/532/EC)*, 31 pages.

COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES. (2002). "Règlement du Parlement européen et du Conseil relatif aux statistiques sur les déchets", Règlement N° 2150/2002, *Journal officiel des Communautés européennes*, L 332/1, 36 pages.

COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES. (2006). *Manual for the Implementation of Regulation (EC) No 2150/2002 on Waste Statistics*, 165 pages.

CORNES, R. et T. SANDLER (1986), *The Theory of Externalities, Public Goods and Club Goods*, Cambridge: Cambridge University Press, 303 pages.

DEBREU, G. (1959), *The Theory of Value: An Axiomatic Analysis of Economic Equilibrium*, New York, Wiley, 114 pages.

DE HAAN, Mark. (2001). "A Structural Decomposition Analysis of pollution in the Netherland", *Economic Systems Research*, Vol. 13, N°. 2, pages 182-196.

DE HAAN M. et P. KEE. (2004). "Accounting for Sustainable Development: the NAMEA-based approach" in OCDE (ed.), *Measuring Sustainable Development: integrated economic, environmental and social framework*, pages 183-197.

DE HAAN et KEUNING. (1996), "Taking the environment into account : The NAMEA approach", *Review of income and wealth*, Vol. 42, N° 2, pages 131-147.

DELAHAYE, Roel. (2006). *NAMEA-Solid waste accounts*, Statistics Netherlands, Department of Development and Support, Division of Macro-economic Statistics and Dissemination, 70 pages.

DELAHAYE, Roel. (2007). *Waste accounts in a NAMEA framework*, Statistics Netherlands, Department of Development and Support, Division of Macro-economic Statistics and Dissemination, 25 pages.

DIETZENBACHER, Erik. (2005). "Waste treatment in physical input–output analysis", *Ecological Economics*, Vol. 55, pages 11-23.

EUROSTAT. (2001). *Economy-Wide material flow accounts and derived indicators a methodological guide*, Luxembourg: European commission, 92 pages.

EUROSTAT. (2003). *Environmental Accounts 2003 Present state and future development*, Doc. ENV/072/8, Joint Meeting of the Working Groups "Environmental Statistics" and "Environmental Accounts" Joint Eurostat/AELE group, 10-12 September 2003, Luxemburg : Eurostat, 105 pages.

EUROSTAT. (2004). *Guidance on classification of waste according to EWC-Stat categories*, Doc. WASTE/WG/43a/5.3.1, Meeting of the Working Group "Statistics of the Environment" Sub-Group "Waste" Joint Eurostat/EFTA group Meeting of 4 and 5 November 2004, Luxemburg : Eurostat, 87 pages.

Eurostat. (2009). *Economy Wide Material Flow Accounts : Compilation Guidelines for reporting to the 2009 Eurostat questionnaire*, version 1, 126 pages.

FEDERAL STATISTICAL OFFICE. (2002). *Environmental-Economic Accounting, Fourth and final opinion on the implementation concepts of the Federal Statistical Office*, Wiesbaden: Advisory Committee on "Environmental-Economic Accounting" at the Federal Ministry for the Environment, 155 pages.

FEMIA, Aldo et Renato Marra CAMPANALE,. (2007). *Production-Related air Emissions in Italy 1992-2006, a Decomposition Analysis*, 23 pages.

GILJUM, Stefan, Klaus HUBACEK et Laixiang SUN,. (2004). "Beyond the simple material balance: a reply to Sangwon Suh's note on physical input–output analysis", *Ecological Economics*, Vol. 48, pages 19– 22.

GILJUM, Stefan. (2006). "Material Flow-Based Indicators for Evaluation of Eco-Efficiency and Dematerialisation Policies", in Lawn, P. (Ed.). *Sustainability indicators in Ecological Economics*, Cheltenham: Edward Elgar, pages 376-398.

GILJUM, Stefan et Klaus HUBACEK. (2009). "Conceptual foundations and applications of physical input-output tables (PIOTs)", in Suh, Sangwon (ed.). *Handbook on Input-Output Economics in Industrial Ecology*, series Eco-efficiency in industry and science, Springer, Vol. 23, pages 61-76.

GIRARD, Michel et Andreas TRAU. (2004). *Implementing the North American Industry Classification System: The Canadian Experience*, Statistics Canada, Input-Output Division, 15 pages.

GORALCZYK, MALGORZATA, et Peter J. STAUVERMANN. (2007). *The Usefulness of Hybrid Accounting Systems for Environmental Policy Advice regarding Sustainability*, Poland and the Netherlands, 41 pages.

GOOSSENS, Yanne, (2007), *Alternative progress indicators to Gross Domestic Product (GDP) as a means towards sustainable development*, Parlement Européen, 95 pages.

HAMILTON, Kirk et Ernst LUTZ.. (1996). *Green National Accounts: Policy Uses and Empirical Experience*, World Bank, Environmental Economics Series, paper N° 039, 53 pages.

HASS L, Julie, Knut Ø. SORENSEN et Kristine ERLANDSEN.. (2002). *Norwegian Economic and Environment Accounts (NOREEA) Project report-2001*, Statistics Norway, Department of Economic Statistics, 78 pages.

HEAL, Geoffrey et Bengt KRISTRÖM. (2005). "National Income and the Environment", in *Handbook of Environmental Economics*, volume 3, pages 1147-1217.

HELLSTEN, Eva, Sara RICBACKE et Gia WICKBOM. (1999). "SWEEA- Swedish environmental and economic accounts", *Structural change and Economic Dynamics*, Vol. 10, N° 1, pages 39-72.

HOEKSTRA, Rutger. (2005). "Economic Growth, material flows and the environment: new applications of structural decomposition analysis and physical input-output tables", Edward Elgar Publishing, Northampton, Massachusetts, 215 pages.

HOEKSTRA, Rutger et Jereon C.J.M. VAN DEN BERGH. (2006). "Constructing physical input-output tables for environmental modeling and accounting: Framework and illustrations", *Ecological Economics*, Vol. 59, pages 375-393.

HUBACEK, K. et S. GILJUM. (2001). *International trade, material flows and land use: developing a physical trade balance for the European Union*, Interim Report, IR-01-059, Luxembourg: International Institute for Applied Systems Analysis, 76 pages.

HUBACEK, K. et S. GILJUM. (2003). "Applying physical input – output analysis to estimate land appropriation (ecological footprints) of international trade activities", *Ecological Economics*, Vol. 44, pages 137– 151.

HUNGARIAN CENTRAL STATISTICAL OFFICE. (2005). *MEA Waste (Action 2) Final Report – Material Flow accounts and NAMEA Waste*, 24 pages.

HUNGARIAN CENTRAL STATISTICAL OFFICE (2007). *Annual report on the strategy of the HCSO*, 55 pages.

INSTITUT DE LA STATISTIQUE DU QUÉBEC. (2006). *Le cadre intégré de gestion de la qualité de l'Institut de la statistique du Québec*, gouvernement du Québec, 21 pages.

INSTITUT DE LA STATISTIQUE QUÉBEC. (2009), Formation Waste Statistics – Estimation Methods and Their Effects on Comparability, 24 pages.

INSTITUT FRANÇAIS DE L'ENVIRONNEMENT. (2008). "Les indicateurs globaux d'environnement et de développement durable", Synthèse des travaux réalisés pour le séminaire du Conseil scientifique de l'IFEN du 25 juin 2007 et compte rendu, 44 pages.

INTERNATIONAL MONETARY FUND. Organisation for Economic Co-operation and Development, United Nations and World Bank. (1993). *System of National Accounts 1993*. Sales No. E.94.XVII.4. Luxembourg, Washington DC, Paris, New York.

ISARD, W. et autres (1968). "On the linkage of socio-economic and ecological systems". *Papers in Regional Science*, Vol. 21, N° 1, pages 79-99.

JORGENSON, Dale et Steven J. LANDEFELD. (2006). "Blueprint for Expanded and Integrated U.S. Accounts: Review, Assessment, and Next Steps", in Jorgenson, Dale W. Landefeld, J. D. Steven. Nordhaus, William, Ed. *A New Architecture for the U.S. National Accounts*, University of Chicago Press, pages 13 – 112

KEUNING, S.J. (1993). "An information system for environmental indicators in relation to the national accounts." In: de Vries, W.F.M., den Bakker, G.P., Gircour, M.B.G., Keuning, S.J., Lenson, A.(Eds.), *The Value Added of National Accounting*, Statistics Netherlands. Voorburg: Heerlen, pages 287-305.

KEUNING, Steven J. (1996). *Interim evaluation of the Netherlands' integrated accounts and indicators for the environment and the economy*, Voorburg : Statistics Netherland, 39 pages.

KOLAR, Jan et Martin O'CONNOR. (2000). *Natural resources and Environmental Accounting in the Czech Republic*, Centre d'économie et d'éthique pour l'environnement et le développement, cahier # 00-03, 31 pages.

KOVANDA, Jan. (2009). *Theory, history and current use of material flow analysis: An example of material flow balance of Czech Republic for 2006*, Charles University in Prague, 7 pages.

LANGE, Glenn-Marie. (2003). *Policy applications of environmental Accounting*, Environmental economics series, paper no.88, Washington: The World Bank environment department, 66 pages.

LA NOTTE, Alessandra et Silvana DALMAZZONE. (2008). "Environmental Accounting at Local Level. NAMEA Tables on Air and Waste Emissions Applied at Sub-National Levels", pages 1-10.

LEONTIEF, Wassily. (1951). *The structure of American economy 1919-1939*, New York, New York, Oxford University Press, 264 pages.

LEONTIEF, Wassily. (1970). "Environmental repercussions and the economic structure: an input-output approach", *Review of Economics and Statistics*, 52, pages 252-271.

LEONTIEF, W. et D. Ford. (1972). "Air pollution and economic structure: empirical results of input-output computations". In A. Bródy, & A. C. Carter (ed.), *Conference on Input-output techniques*, Geneva, Switzerland; North-Holland, pages 9-30.

MÄENPÄÄ, Ilmo, Jukka MUUKKONEN et Mika PIRNESKOSKI. (2003). *Waste flows in frameworks of physical input-output tables and material flow accounting*. Thule Institute Statistics Finland, 29 pages.

MAIER, Helmut, *Applying Leonfield's input-output concept to a postulated global economic order of the natural world. Result and conclusion*, paper presented at the 16th International Input-Output Conference, 2-6 July 2007 in Istanbul, 31 pages.

MULALIC, Ismir. (2007). *Material Flows and Physical Input-Output Tables- PIOT for Denmark 2002 based on MFA*, Statistics Denmark, 40 pages.

MYLES, G. D. (1995), *Public Economics*, Cambridge : Cambridge University Press, 546 pages.

NAGY, Michael et autres (2006). *Provision of Service for the Implantation of Sectoral Pilot Projects for the « Multi-Beneficiary Statistical Co-operation Programme 2003 », Final Report*, Umweltbundesamt, Icon Institute, 59 pages.

NAKAMURA, Shinichiro et Yasushi KONDO. (2002). "Input-Output Analysis of Waste Management", *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 6, N° 1, pages 39-64.

NAKAMURA, Shinichiro et Yasushi KONDO. (2005). "Waste Input–Output Linear Programming Model with its Application to Eco-Efficiency Analysis", Economic Systems Research, Vol. 17, N° 4, pages 393–408.

NAKAMURA, Shinichiro et Yasushi KONDO. (2009). "Waste Input-Output Analysis –Concept and Application to Industrial Ecology ", *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 11, N° 4, pages 50-63.

NAKAMURA, Shinichiro, Kenichi NAKAJIMA, Yasushi KONDO et Tetsuya NAGASAKA. (2007). "The Waste Input-Output Approach to Materials Flow Analysis, Concepts and Application to Base Metals", *Journal of Inustrial Ecology*, Vol. 11, N° 4, pages 50-63.

O'DOHERTY, Joe et Richard S. J. TOL. (2007). "An Environmental Input–Output Model for Ireland". *The Economic and Social Review*, Vol. 38, N° 2, pages 157–190.

ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES. (2008a). *Measuring material flows and resource productivity, Volume II. The accounting framework*, OCDE, 106 pages.

ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES. (2008b). *Measuring material flows and resource productivity, Synthesis report*, OCDE, 57 pages.

Organisation de Coopération et de Développement Économique. (2008c). *Measuring material flows and resource productivity, Volume III. Inventory of Country Activities*, OCDE, 106 pages.

ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES. (2008d). *Measuring material flows and resource productivity, Volume I. The OCDE Guide*, OCDE, 164 pages.

ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES. (2009). *Measuring material flows and resource productivity, Volume IV. Implementing national accounts*, (conjointement avec Eurostat), à paraître.

PALM, Viveka et Kristina JONSSON. (2001). *Including chemical products in environmental accounts - The magnitude of chemical product use in different industries in Sweden 1996-1999*, Statistics Sweden, Eurostat Working Paper N° 2/2001/B/7, (Study n° 101), 34 pages.

PASQUIER, Jean-Louis, Giorgio QUIRINO et Catherine KESY. (2007). *Environmental accounts State of play of recent work*, Report to Eurostat, Unit E3: Environment statistics, 273 pages.

PASQUIER, Jean-Louis. (2003), *Waste Statistics and the development of waste accounts for NAMEA*, Joint Eurostat/AELE group, 16 pages.

PEDERSEN, Ole Gravgard et Mark DE HAAN. (2006). "The System of Environmental and Economic Accounts-2003 and the Economic Relevance of Physical Flow Accounting", *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 10, N° 1-2, pages 19-41.

PEDERSEN, Ole Gravgård. (2005). *Waste, Material Flows and Physical Input-Output Tables - Input-output based waste accounts for Denmark 1999*, Paper prepared for the 15th International IO Conference, Beijing: Statistics Denmark, 18 pages.

PEDERSEN, Ole Gravgård (2004). *Waste Accounts for Denmark 1999*, Statistics Denmark, 66 pages.

PELTONIEMI, Milla et Brigitte KARIGL. (2007), *Environmental Statistics and accounts-Pilot Study on Waste Accounts*, Vienne: Umweltbundesamt, 71 pages.

QUÉBEC. (2000). "Politique québécoise de gestion des matières résiduelles 1998-2008", *Gazette officielle du Québec*, 132e année, No. 39, pages 968-974.

QUÉBEC. (2009a). Projet de Politique québécoise de gestion des matières résiduelles- Plan d'action 2010-2015, Québec: MDDEP, 31 pages.

QUÉBEC. (2009b). *Système de gestion environnementale du MDDEP*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 32 pages.

RECYC-QUÉBEC. (2007a). *Bilan 2006 de la gestion des matières résiduelles au Québec*, 28 pages, [En ligne] : www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/upload/Publications/Bilan2006.pdf (page consultée le 29 novembre 2009).

RECYC-QUÉBEC. (2007b). *Caractérisation des matières résiduelles au Québec 2006-2007*, 32 p., [En ligne] : www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/Upload/Publications/MICI/Rendez-vous2009/Caract-secteur-res06-07.pdf (page consulté le 29 novembre 2009).

RECYC-QUÉBEC et ÉCO ENTREPRISES QUÉBEC. (2007c). *Caractérisation des matières résiduelles du secteur résidentiel au Québec 2006-2007-Rapport de projet*, 126 pages.

RECYC-QUÉBEC. (2009a). *Bilan 2008 de la gestion des matières résiduelles au Québec*, 24 pages, [En ligne] : www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/Upload/Publications/MICI/Rendez-vous2009/Caract-sous-secteur-com08-09.pdf (page consultée le 29 novembre 2009).

RECYC-QUÉBEC. (2009b). *Portrait de la gestion des matières résiduelles du sous-secteur institutionnel du Québec 2004-2009*, 32 pages, [En ligne] : www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/Upload/Publications/MICI/Rendez-vous2009/Caract-sous-secteur-com08-09.pdf (page consultée le 29 novembre 2009).

RECYC-QUÉBEC. (2009c). *Caractérisation des matières résiduelles du sous-secteur commercial du Québec 2008-2009*, 32 pages, [En ligne] : www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/Upload/Publications/MICI/Rendez-vous2009/Caract-sous-secteur-com08-09.pdf (page consultée le 29 novembre 2009).

RECYC-QUÉBEC. (2009d). *Caractérisation des matières résiduelles résidentielles et des lieux publics au Québec 2006-2009*, 28 pages, [En ligne] : www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/Upload/Publications/MICI/Rendez-vous2009/Caract-secteur-res-lieux-pub06-09.pdf (page consultée le 29 novembre 2009).

ROSEN, H., J.F. WEN, T. SNODDON, B. DAHLBY et R. SMITH, (2008), *Public Finance in Canada*, 3e édition, McGraw-Hill, 519 pages.

SCHOER, Karl. (2006). *Sustainable Development Strategy and Environmental-Economic Accounting in Germany*, paper presented at the Conference on Environmental Accounting and Sustainable Development Indicators, 26-27 September 2005 in Prague, 12 pages.

SCOTT, S., J. CURTIS, J. EAKINS, J. FITZGERALD et J. HORE. (2001). *Environmental Accounts: time series plus Ecotaxes*, Dublin: The Economic And Social Research Institute, Report to Eurostat, 106 pages.

SHIELDS, D.J., S.V. ŠOLAR et W. E. MARTIN. 2002. "The Role of Values and Objectives in Communicating Indicators of Sustainability". *Ecological Indicators*, 2 (2002) 149–160.

STAHMER, C., M. KUHN, et N. BRAUN. (1996). " *Physical Input-Output Tables: German Experiences*", dans Proceedings of the Third Meeting of the London Group on Natural Resource and Environmental Accounting, Stockholm: Statistics Sweden.

STAHMER, C., M. KUHN, et N. BRAUN. (1998). *Physical Input-Output Tables for Germany, 1990*. Eurostat, Working Paper No 2/1998/B/1, Luxembourg: European Commission, 124 pages.

STAHMER, C. (2000). *The magic triangle of I-O table*, 13th International Conference on Input-Output Techniques 21 - 25 August 2000, Macerata, Italy, 36 pages.

STATISTISK SENTRALBYRÅ – Statistic Norway, (2007), Statistics on Environmental Accounts. Pilot studies on economy-wide material flow accounts and the eco-industry for Norway, 95 pages.

STATISTIQUE CANADA. (2009). *Cadre d'élaboration de statistiques environnementales*, 22 pages.

STATISTIQUE CANADA. (2009). *La structure entrées-sorties de l'économie canadienne 2005-2006*, No 15-201-X au catalogue, Ottawa : Division des comptes des industries, 365 pages

STATISTIQUE CANADA. (2006a). *Concepts, sources et méthodes du Système des comptes de l'environnement et des ressources du Canada*, Ottawa: Division des comptes et de la statistique de l'environnement, 176 pages.

STATISTIQUE CANADA. (2006b). *Enquête sur l'industrie de la gestion des déchets : secteur des entreprises et des administrations publiques*, Ottawa : Division des comptes et de la statistique de l'environnement, 45 pages.

STATISTICS NORWAY. (2008). *Waste accounts for Norway. Final figures 1995 to 2006, preliminary figures 2007; Rising volumes of waste in 2007*, [En ligne] : www.ssb.no/english/subjects/01/05/40/avfregno_en/ (page consultée le 9 octobre 2009).

STATISTICS NORWAY. (2009). "Waste", *Natural Resources and the Environment 2008*, pages 177-190, [En ligne] : www.ssb.no/english/subjects/01/sa_nrm/nrm2008/kap11-waste.pdf.%20Consulté%20le%2029/11/2009 (page consultée le 29 novembre 2009).

STEURER, Anton. (2003). "Material flow accounts for the European union", *Journal of the Chinese Institute of Environmental Engineering*, Vol. 13, N° 4, pages 201-210.

STIGLITZ, Joseph E., Amartya SEN et Jean-Paul FITOUSSI. (2009). *Rapport de la Commission sur la mesure des performances économiques et du progrès social*, 324 pages.

SUH, Sangwon. (2004). "A note on the calculus for physical input–output analysis and its application to land appropriation of international trade activities", *Ecological Economics*, Vol . 48 , pages 9– 17.

THE NETHERLANDS. (2006), *Quality Report – Waste Statistics Regulation*, 42 pages.

TJAHJADI, B., D. SCHÄFER, W. RADERMACHER *, et H. HÖH. (1999). "Material and energy flow ccounting in Germany, Data base for applying the national accounting matrix including environmental accounts concept", *Structural Change and Economic Dynamics*, Vol. 10, pages 73–97.

UNITED NATIONS, European Commission, International Monetary Fund, Organisation for Economic Co-operation and Development, World Bank. (2003). "System of integrated environmental and economic accounting 2003", *Handbook of National Accounting, Final draft circulated for information prior to official editing*, New York: United Nations, 572 pages.

WEISZ, Helga et Faye DUCHIN. (2004). *Physical and Monetary Input-Output Analysis: What Makes the Difference?* Working Papers in Economics, New York: Rensselaer Polytechnic Institute, 25 pages.

WOLF M.E. (1998). *NAMEA Abfall 1994*, Projektbericht an die Kommission der Europäischen Gemeinschaften, Österreichisches Statistisches Zentralamt, 11 pages.

WORLD BANK. (2006). *Where Is the Wealth of Nations? Measuring Capital for the XXI Century*. Washington, DC: World Bank. 208 pages.

Yokoyama, KAZUYO et Shigemi KAGAWA. (2007). *A Simple Dynamic Waste Input-Output Analysis: Theory and Its application to the Japanese Economy*, Japon: Kyushu University, Tohoku University, 15 pages.

ZHOU, Guomei Ryan ANDERSON, Giorgio VICINI et autres (2006). *International experiences with environmental and Economic accounting*, State Environmental Protection Administration, the World Bank, 48 pages.

Des statistiques sur le Québec d'hier et d'aujourd'hui

pour le Québec de demain

Institut
de la statistique
Québec